

UNIVERSIDAD DE PANAMÁ
VICERRECTORÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSTGRADO

PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE MARIPOSAS DIURNAS
(LEPIDOPTERA: RHOPALOCERA) EN FRAGMENTOS DE VEGETACIÓN EN LA
CIUDAD DE PANAMÁ

LANY ARISELA VALDÉS RODRÍGUEZ

TESIS PRESENTADA COMO UNO DE LOS REQUISITOS PARA OPTAR AL
GRADO DE MAGISTER EN CIENCIAS BIOLÓGICAS CON ORIENTACIÓN EN
BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

PANAMÁ, REPÚBLICA DE PANAMÁ

2018

DEDICATORIA

A mi madre Onelia Rodríguez, mi esposo Javier Atencio, mi hija Juliany Milagros Atencio Valdés y mi hija Jillian Alanys Atencio Valdés por su amor, apoyo, tiempo, paciencia y confianza.

AGRADECIMIENTO

A Dios por darme la salud, la fuerza y la guía en todo mi camino.

A mis familiares, en especial a mi madre, esposo e hijas por ser mi motivación y apoyo incondicional.

A los profesores de la Maestría en Ciencias Biológicas de la Universidad de Panamá por brindarme sus experiencias académicas, en especial a mi asesor el profesor Dr. Enrique Medianero Segundo por todas sus enseñanzas, tiempo y dedicación en el trabajo realizado.

A la Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología e Innovación (SENACYT), por otorgarme el financiamiento para la realizar mis estudios de Postgrado y por creer en el recurso humano en beneficio del país y las futuras generaciones.

Al Programa Centroamericano de Maestría en Entomología por facilitarme sus instalaciones y equipo para realizar el trabajo de laboratorio e identificación de los especímenes.

A mi compañero de maestría y buen amigo Orlando Ortíz por su apoyo y guía en los inventarios de plantas angiospermas en los cuatro sitios estudiados.

A mis colegas biólogos: Tomás Ríos, Ana Cecilia y Yussef Aguirre por brindarme su conocimiento y su ayuda en las colectas de campo e inventarios realizados.

A los Señores Albert Thurman investigador asociado a la Colección de Insectos "Frank Hasbrouck" en Arizona y a John McDonalds Biólogo asociado al Museo de Entomología de Mississippi por asesorarme en mi visita a los Museos de Entomología y ayudarme en la identificación de los especímenes de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera). Igualmente, agradezco al director de la colección de insectos "Frank Hasbrouck" en Arizona (Nico Franz) y al director del Museo de Entomología de Mississippi (Richard Brown) por recibirme muy amablemente y enseñarme sobre técnicas de preservación, montaje y digitalización de insectos, además de la morfología y taxonomía de las principales familias del orden Lepidoptera.

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA.....	ii
AGRADECIMIENTO	iii
RESUMEN	2
SUMMARY	3
I. INTRODUCCIÓN.....	4
OBJETIVOS.....	10
II. REVISIÓN DE LITERATURA	11
1. La fragmentación como elemento de la Ecología del Paisaje.....	12
1.1 Conceptos que utiliza esta disciplina:.....	13
2. Fragmentación de hábitat	15
2.1. Definición.....	15
2.2. Efectos de la fragmentación	16
3. Biodiversidad.....	18
4. Teorías que tratan de explicar la diversidad de especies en paisajes fragmentados.....	19
4.1. Biogeografía de Islas	19
4.2 Metapoblaciones.....	22
4.3 Fuente Sumidero:.....	23
5. Mariposas usadas como bioindicadores	24
5.1 Estudios de mariposas usadas como bioindicadores.....	24
6. Estudios sobre el efecto de la fragmentación en mariposas	26
6.1 Estudios sobre el efecto del tamaño del fragmento	26
6.2 Efecto del aislamiento	27
7. Historia Natural de las mariposas	29
7.1 Taxonomía	29
7.2 Plantas hospederas.....	30
III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	31
1. Fragmentos estudiados:.....	32
1.1 Parque Natural Metropolitano (PNM):	33
1.2 Albbrook:	34
1.3 Corozal:.....	36

1.4 Campus Central Octavio Méndez Pereira de la Universidad de Panamá (UP):.....	38
2. Trabajo de Campo	40
2.1 Muestreo con Redes Entomológicas	40
2.2 Muestreo con Trampas.....	42
3. Trabajo de Laboratorio.....	44
4. Variables Ambientales:	46
5. Análisis de Datos	47
5.1 Diversidad alfa (α).....	47
5.2 Diversidad beta (β).....	49
5.3 Prueba Estadística	50
IV. RESULTADOS	51
1. Riqueza y abundancia general en los cuatro fragmentos estudiados	52
1.1 Riqueza de especies:.....	52
1.2 Abundancia:	58
2. Curvas de acumulación y rarefacción de especies	68
3. Riqueza y abundancia por fragmento estudiado	70
4. Densidad	72
5. Estructura de las comunidades de Lepidoptera (Rhopalocera) en los diferentes fragmentos	74
5.1 Albrook:.....	74
5.2 Corozal:.....	74
5.3 Parque Natural Metropolitano:	75
5.4 Universidad de Panamá:	76
6. Estacionalidad de los individuos de mariposas diurnas (Lepidoptera) en los muestreos realizados en los fragmentos estudiados	80
7. Diversidad alfa (α).....	81
7.1 Índices de Riqueza de especies:.....	81
7.2 Índices de Dominancia:	81
7.3 Índices de Equidad:	81
8. Diversidad Beta (β)	83
8.1 Índice de diversidad beta (β):.....	83
8.2 Índice de similitud:	83
8.3 Índice de Similaridad Múltiple (Diserud y Odegaard).....	85

8.4 Asociación entre las especies de mariposas y los fragmentos de bosque.....	86
V. DISCUSIÓN	89
VI. CONCLUSION	97
VII. RECOMENDACIONES.....	99
VIII LITERATURA CITADA.....	101

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Número de individuos, géneros y especies registradas por familia de Lepidoptera en los fragmentos estudiados (Albrook, Corozal, PNM, UP) 2018	52
Cuadro 2. Número total de individuos por familias, subfamilias y especies de mariposas diurnas (Lepidoptera) encontradas en los fragmentos estudiados.	53
Cuadro 3. Densidad de especies de mariposas diurnas (Lepidoptera), en los muestreos realizados en los fragmentos	72
Cuadro 4. Densidad de individuos de mariposa diurna (Lepidoptera) en los muestreos realizados en los fragmentos evaluados	73
Cuadro 5. Número de especies de Lepidoptera por familia registradas en los fragmentos estudiados.....	76
Cuadro 6. Número de individuos de Lepidoptera, distribuidos por familia en los fragmentos evaluados.....	77
Cuadro 7. Índices de diversidad α de mariposas diurnas (Lepidoptera) calculados en los fragmentos estudiados.....	82
Cuadro 8. Índice de diversidad beta de Whitaker para los cuatro fragmentos	83
Cuadro 9. Índice de similitud de Jacard para los fragmentos estudiados	84

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Gráfica del modelo de equilibrio de especies de MacArthur – Wilson.....	20
Figura 2. Modelo de MacArthur -Wilson	21
Figura 3. En metapoblaciones, los migrantes de un parche de hábitat <i>i</i> se originan a partir de poblaciones locales existentes en los parches de hábitat circundante.....	22
Figura 4. Comparación entre la estructura de un metapoblación fuente – sumidero y una estructura poblacional aislada (tomado de Jones & Closs, 2016).....	23
Figura 5. Mapa de ubicación de los sitios de recolecta: A) Albrook B) Corozal C) Parque Natural Metropolitano D) Campus Central Octavio Méndez Pereira de la Universidad de Panamá.....	39
Figura 6. Método utilizado para el monitoreo de especies de mariposas (Lepidoptera) en Europa, consiste en una caja imaginaria de 5 metros hacia adelante y hacia arriba del observador (Tomado y adaptado de Van Swaay et al., 2012).	41
Figura 7. Tipos de Muestreos realizados: A. Batido con redes, B. Muestreo con redes dos personas C. Arreglo de la Trampa D. Ajuste de Trampa E. Trampa instalada.....	43
Figura 8. Trabajo realizado en el laboratorio con las especies de Lepidoptera: A. Colocación de especímenes en fenol, B. Montaje de mariposas, C. Colocación de las mariposas en extensores.....	45
Figura 9. Porcentaje de especies por familias de Lepidoptera registradas en la totalidad de los fragmentos evaluados.....	57
Figura 10. Especies de Lepidoptera reportadas para la Familia Nymphalidae: A. <i>Adelpha iphiclus</i> , B. <i>Anartia fatima</i> , C. <i>Anartia jatrophae</i> , D. <i>Anthanassa tulcis</i> , E. <i>Archaeoprepona demophoon</i> , F. <i>Caligo telamonius</i> , G. <i>Callicore pitheas</i> , H. <i>Catonephele mexicana</i> , I. <i>Cissia confusa</i> , J. <i>Cissia pseudoconfusa</i> , K. <i>Cissia terrestris</i> , L. <i>Colobura dirce</i> , M. <i>Consul fabius</i> , O. <i>Dynamine postverta</i> , P. <i>Dryas iulia</i>	59
Figura 11. Especies de Lepidoptera reportadas para la Familia Nymphalidae: A. <i>Ectima erycinoides</i> , B. <i>Eryphanis lycomedon</i> , C. <i>Euptoieta hegesia</i> , D. <i>Euptychia jesia</i> , E. <i>Fountainea eurypyle</i> , F. <i>Hamadryas amphinome</i> , G. <i>Hamadryas februa</i> , H. <i>Hamadryas</i>	

feronia, I. *Heliconius erato*, J. *Heliconius hecale*, K. *Hermeuptychia Hermes*, L. *Hypolimnas misippus*, M. *Historis odius*, N. *Mechanitis polymnia*, O. *Memphis moruus* 60

Figura 12. Especies de Lepidoptera reportadas para la Familia Nymphalidae: A. *Memphis oenomais*, B. *Morpho helenor*, C. *Myscelia leucocyana*, D. *Siproeta stelenes*, E. *Heliconius erato*, F. *Junonia evarete*, G. *Nica flavilla*, H. *Opsiphanes cassina* (macho), I. *Opsiphanes cassina* (hembra), J. *Opsiphanes quiteria*, K. *Opsiphanes tamarindi*, L. *Pierella luna*, M. *Prepona laertes*, N. *Siderone galanthis*, O. *Smyrna blomfildia* 61

Figura 13. Especies de Lepidoptera reportadas: (A- E) Familia Nymphalidae y (F – O) Familia Pieridae: A. *Taygetis thamyra*, B. *Taygetis uzza*, C. *Taygetis kerea*, D. *Temenis laothoe*, E. *Tithorea harmonia*, F. *Zaretis ellops*, G. *Ascia monuste* (macho), L. *Ascia monuste* (Hembra), H. *Phoebis argante* (macho), I. *Aphrissa statira* J. *Itaballia demophile*, K. *Eurema albula*, M. *Eurema dairia* (macho), N. *Eurema dairia* (hembra), O. *Melete lycimnia* 62

Figura 14. Especies de Lepidoptera reportadas: (A – H) Familia Pieridae y (I – O) Familia Papilionidae: A. *Phoebis argante* (hembra), B. *Pyrisitia proterpia* (macho), C. *Phoebis sennae* (hembra), D. *Phoebis sennae* (macho), E. *Phoebis philea*, F. *Pyrisitia leuce*, G. *Pyrisitia proterpia* (hembra), H. *Rhabdodryas trite*, I. *Parides anchises* (hembra), J. *Heraclides anchisiades* (macho), K. *Battus lycidas*, L. *Battus polydamas*, M. *Papilio thoas*, N. *Parides anchises* (macho), O. *Heraclides anchisiades* (hembra) 63

Figura 15. Especies de Lepidoptera reportadas: (A – C) Familia Papilionidae y (D – O) Familia Hesperidae: A. *Parides eurimedes* (hembra), B. *Parides eurimedes* (macho), C. *Parides sesostris*, D. *Heliopetes arsalte*, E. *Antigonus erosus*, F. *Astraptes anaphus*, G. *Astraptes talus*, H – I. *Autochton neis*, J. *Calospila parthaon* (Riodinidae), K. *Cogia calchas*, L. *Conga affn. chydaea*, M. *Corticea sp.*, N. *Quadrus cerealis*, O. *Cycloglypha thrasibulus* 64

Figura 16. Especies de Lepidoptera reportadas para la Familia Hesperidae: A. *Cynea cynea*, B. *Decinea lucifer*, C. *Epyrgeus sp.*, D. *Gorgythion sp.*, E. *Hyalothyris neleus* (hembra), F. *Hyalothyris neleus* (macho), G. *Pyrrhopyge zenodorus*, H. *Astraptes anaphus*, I. *Polites vibex* (hembra), J. *Nascus affn. phocus*, K. *Niconiades xanthaphes*, L. *Parphorus decora*, M. *Phanus vitreus*, N. *Polites vibex* (macho), O. *Vettius lafrenaye* .. 65

Figura 17. Especies de Lepidoptera reportadas: (A – K) Familia Hesperidae, (L – N) Familia Lycaenidae y (O) Familia Riodinidae: A. <i>Pythonides jovianus</i> , B. <i>Quasimellana sethos</i> , C. <i>Saliana sp.</i> , D. <i>Staphylus sp.</i> , E. <i>Urbanus chalco</i> , F. <i>Urbanus Dorantes</i> , G – H <i>Urbanus affn. simplicius</i> , I. <i>Urbanus tanna</i> , J. <i>Vacerra egla</i> , K. <i>Pirgus orcus</i> , L. <i>Panthiades bitias</i> , M. <i>Rekoa stagira</i> , N. <i>Strymon ziba</i> , O. <i>Calephelis laverna</i>	66
Figura 18. Especies de Lepidoptera reportadas: (A) Familia Lycaenidae, (B – I) Familia Riodinidae (J) Familia Hesperidae: A. <i>Thereus pedusa</i> , B. <i>Theope publius</i> , C. <i>Emesis lucinda</i> , D. <i>Eurybia elvina</i> , E. <i>Synargis mycone</i> , F. <i>Eurybia unxia</i> (macho), G. <i>Eurybia unxia</i> (hembra), H. <i>Nymphidium ascolia</i> , I. <i>Nymphidium mantus</i> , J. <i>Paraminus stigma</i>	67
Figura 19. Curva de acumulación de especies de mariposas diurnas (Lepidoptera) en los cuatro fragmentos estudiados (Albrook, Corozal, PNM y UP).	69
Figura 20. Curvas de rarefacción de las especies de mariposas diurnas (Lepidoptera) encontradas en los cuatro fragmentos estudiados (Albrook, Corozal, PNM y UP).....	69
Figura 21. Número de especies reportadas de Lepidoptera en los fragmentos estudiados	70
Figura 22. Número de individuos registrados en los fragmentos estudiados	71
Figura 23. Especies de mariposas diurnas (Lepidoptera) con mayor abundancia en el fragmento ubicado en Albrook, Panamá.....	77
Figura 24. Especies de mariposa diurna (Lepidoptera) con mayor abundancia en el fragmento ubicado en Corozal, Panamá.	78
Figura 25. Especies de mariposa diurna (Lepidoptera) con mayor abundancia en el fragmento ubicado en PNM, Panamá	78
Figura 26. Especies de mariposa diurna (Lepidoptera) con mayor abundancia en el fragmento ubicado en UP, Panamá.	79
Figura 27. Número de individuos de mariposas diurnas (Lepidoptera) reportados en los muestreos de los fragmentos estudiados. Los muestreos del 1 al 8 corresponden a los siguientes meses visitados: 1: marzo – abril, 2: abril – mayo, 3: mayo – junio, 4: junio – julio, 5: agosto – septiembre, 6: septiembre – octubre, 7: octubre – noviembre, 8: diciembre – enero.....	80

Figura 28. Dendrograma de Similitud (Bray – Curtis) de la presencia o ausencia de especies de mariposas diurnas (Lepidoptera) en los fragmentos de estudio.....	84
Figura 29. Análisis de Correspondencia Simple (CA) para la composición de especies entre los fragmentos	86
Figura 30. Análisis de Co-inercia: A. Variables ambientales B. Familias de mariposas diurnas.....	87
Figura 31. Inercia explicada por cada factor en el análisis de Co-inercia	88

ABREVIATURAS UTILIZADAS

ACoi: Análisis de Co-inercia

ACP. Autoridad del Canal de Panamá

ACS: Análisis de Correspondencia Simple

ANAM: Autoridad Nacional de Ambiente

CBD: Convención de Diversidad Biológica

CZL: Estación meteorológica Corozal Oeste

FAA: Estación meteorológica de Balboa

MIAMBIENTE: Ministerio de Ambiente

PNM: Parque Natural Metropolitano

PNUMA: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

SPI: Servicio de Protección Institucional

UICN: Unión Mundial para la Naturaleza

UNESCO: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura

UP: Universidad de Panamá (Campus Central Octavio Méndez Pereira).

WRI: Instituto de Recursos Mundiales

RESUMEN

La pérdida de hábitat causada por diferentes actividades antropogénicas, entre las que destaca la fragmentación de los bosques, es una de las principales amenazas a la biodiversidad y provoca un impacto negativo en los procesos ecológicos de los ecosistemas. Uno de los métodos más utilizados para determinar el grado de alteración de los bosques es a través de organismos indicadores como las mariposas diurnas. Con el propósito de conocer el efecto que tiene la fragmentación de los bosques urbanos tropicales en la fauna de mariposas diurna (Insecta: Lepidoptera), los factores ambientales que influyen en su riqueza y abundancia, así como estimar la diversidad alfa y beta entre los fragmentos estudiados, se realizaron ocho muestreos en cuatro sitios (Campus Octavio Méndez Pereira de la Universidad de Panamá, Albroom, Corozal, PNM). En cada sitio se establecieron cinco transectos de 500 m de longitud y 10 m de ancho. Los transectos fueron recorridos en busca de lepidópteros, con redes batidoras durante un periodo de 30 minutos y para ampliar el espectro de captura se colocaron 5 trampas cebadas con frutos en descomposición por tres días en cada sitio. Desde el mes de abril de 2016 hasta enero de 2017 se registraron 2192 individuos, seis familias, 16 subfamilias, 105 géneros y 142 especies. Se encontró que la riqueza y la abundancia de especies de mariposas diurnas fueron significativamente diferentes entre los fragmentos. La abundancia de mariposas puede ser explicada por la riqueza de especies de angiospermas asociadas a los fragmentos estudiados, pero no por el tamaño del fragmento. El fragmento del PNM, Corozal y el de Albroom son más similares en la composición de especies de mariposas diurnas, lo que puede tener un efecto positivo, pues podría servir de refugio u aportar recursos para mantener poblaciones de mariposas diurnas.

SUMMARY

The loss of habitat caused by different anthropogenic activities, including forest fragmentation, is one of the main threats to biodiversity which negatively impacts the ecological processes of ecosystems. One of the most used methods to determine the degree of alteration of forests is through indicator organisms such as diurnal butterflies. Eight samples were carried out in four sites, in order to know the effect of fragmentation in tropical urban forests on daylight butterfly fauna (Insecta: Lepidoptera), the environmental factors that influence its richness and abundance, as well as the estimation of alpha and beta diversity among the fragments studied (Campus Octavio Méndez Pereira de la Universidad de Panamá, Albrook, Corozal, PNM). In each site, five transects with dimensions of 500 m in length and 10 m in width were established. The transects were traversed in search of butterflies, with beat nets for a period of 30 minutes; and to expand the capture spectrum, 5 traps, baited with decaying fruits, were placed for three days at each site. From April 2016 to January 2017, 2192 individuals, six families, 16 subfamilies, 105 genera and 142 species were registered. The richness and abundance of diurnal butterfly species observed were significantly different between the fragments. The abundance of butterflies can be explained by the richness of angiosperm species associated with the fragments studied, but not by the size of the fragment. The fragment of PNM, Corozal and Albrook are more similar in diurnal butterfly species composition, which can have a positive effect, because it could serve as a refuge or provide resources to maintain populations of diurnal butterflies.

I. INTRODUCCIÓN

La fragmentación de los bosques naturales y la destrucción de hábitat se encuentran entre las principales causas de la pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Hanski, 2005, Smith y Mayfield, 2018). La fragmentación del paisaje produce una serie de remanentes de vegetación rodeados por una matriz de hábitats transformados (Saunders, *et al.*, 1991, Guariguata *et al.*, 2002), que a largo plazo tiene un impacto negativo sobre la diversidad biológica y los procesos ecológicos de las comunidades de organismos (Haddad *et al.*, 2015). La reducción del tamaño de los fragmentos y el aislamiento disminuyen la abundancia de aves, mamíferos, insectos y plantas (Haddad *et al.*, 2015), efecto que se da más lentamente en fragmentos de mayor tamaño que en fragmentos menores (Haddad *et al.*, 2015).

Las consecuencias de la fragmentación según los biogeógrafos dependen de las variaciones de las condiciones ambientales y de las diferentes adaptaciones de las poblaciones de las especies para responder a las variaciones geográficas de su entorno y esto influye en los procesos de inmigración, extinción y evolución (Lomolino, 2000).

Los impactos antropogénicos disminuyen la diversidad de especies, prosperando solo aquellas que pueden sobrevivir en ambientes alterados, provocando la homogenización a escala regional y global (McKinney y Lockwood, 1999). Ribeiro *et al.*, (2012), sugieren que los estudios en fragmentos de bosque deben tomar en cuenta no solo el paisaje regional en conjunto, sino el entorno inmediato del fragmento. Los entornos urbanos, por ejemplo, han demostrado tener diferentes efectos en la composición de especies y en la dinámica trófica de acuerdo a la calidad del hábitat y al uso de tierra (McIntyre, *et. al.*, 2001). Estos podrían proporcionar hábitats para algunos grupos de especies o favorecer su dispersión (Angold *et al.*, 2006).

Existen modelos que se han utilizado para intentar explicar el número y distribución de especies en fragmentos aislados (Valdés, 2011). Uno de los más importantes es el de Biogeografía de Islas de MacArthur y Wilson (1967), que representa el número de especies que habitan en una isla como: el equilibrio entre la tasa de extinción y colonización en función del tamaño y distancia a una fuente de dispersión (Brown y Kodric, 1977). Este modelo, que se originó en estudios de islas oceánicas, se ha aplicado en islas continentales para hacer interpretaciones o predicciones sobre la composición de especies (Diamond, 1975). A la vez, ha servido de guía en la planificación, manejo y preservación de bosques fragmentados en beneficio de la diversidad biológica (Harris, 1984). Según Valdés (2011), el modelo de islas considera a los parches de hábitat fragmentado como islas embebidas en un mar constituido por hábitat inhóspito denominado matriz.

Dos modelos más han sido propuestos para explicar la riqueza de especies en paisajes fragmentados: la Teoría de Metapoblaciones (Levins, 1969) y la dinámica de Fuente – Sumidero (Pulliam, 1988). El primero señala que al existir una red de pequeños parches las poblaciones de especies pueden persistir a una escala espacial mayor debido a los movimientos entre poblaciones locales. El segundo supone que los individuos de la misma especie ocupan parches de hábitat de diferente calidad, existiendo así, parches productivos donde la reproducción es superior a la mortalidad, éstos actúan como fuentes de individuos y parches sumideros donde la reproducción es menor a la mortalidad.

El uso de especies o grupos taxonómicos capaces de reflejar el estado de diversidad, conservación, endemismo, grado de intervención o grado de perturbación en los ecosistemas naturales es el principio fundamental de los bioindicadores (Brown, 1997). Estos son grupos que presentan las siguientes características: taxonomía conocida, fácil identificación y

manipulación en el campo y el laboratorio, abundantes, alta diversidad, preferiblemente de ciclos de vida corto, alta sensibilidad y fidelidad ecológica (Andrade, 1998). Los invertebrados pueden ser importantes indicadores de disturbios en los bosques tropicales por su gran diversidad, características biológicas de cada especie y su sensibilidad a las perturbaciones (Basset *et al.*, 1998).

Las mariposas (orden Lepidoptera) han sido uno de los invertebrados más utilizados como indicadores de la biodiversidad (Kremen, 1992, Andrade, 1998, Van Swaay *et al.*, 2008). Por ejemplo, la aplicación de monitoreos de mariposas en países europeos ha registrado un descenso del 50 % en las comunidades de estas entre 1990 y 2005 (Van Swaay *et al.*, 2008). En un estudio comparativo de la riqueza de especies de mariposas en distintos hábitats de Singapore, realizado por Koh (2004a), se observó que las reservas forestales formadas por bosques secundarios registraron uniformidad en la comunidad y aumento en el número y densidad de especies de mariposas que las de áreas perturbadas. Bonebrake *et al.* (2010), mencionan que a pesar de que aproximadamente el 90% de las especies de mariposas viven en los trópicos se sabe muy poco sobre su ecología en comparación con las mariposas de zonas templadas. Además, señalan que las mariposas son más que simples especies indicadoras de alteraciones en los ecosistemas, ya que representan uno de los organismos más espectaculares y visualmente atractivos en el mundo y juegan un papel vital en los ecosistemas tropicales.

En nuestro país, un reciente estudio sobre los cambios en la composición de especies de mariposa de la isla de Barro Colorado, utilizando registros desde los años 1930 hasta registros actuales, se observó que de un total de 600 especies registradas, el 6% probablemente se encuentren localmente extintas (Basset *et al.*, 2015). Probablemente, la

desaparición de estas especies esté asociada a la dispersión o a la baja disponibilidad de plantas hospedantes (Basset *et al.*, 2015). Koh (2004b), reportó que el número de plantas hospedantes de los estados inmaduros de las mariposas es un factor determinante de la riqueza de especies y es de gran importancia en la evaluación del riesgo de extinción de dichas especies.

En Panamá algunas de las investigaciones del orden Lepidoptera se han enfocado en el listado de especies y su abundancia en diferentes sitios (Aiello, 1992; Aiello *et al.*, 2005; Santos *et al.* 2012; Santos y Cambra, 2003). Sin embargo, se requieren estudios sobre la ecología de las mariposas incluyendo sus plantas hospederas, lo que permite conocer el impacto real de la pérdida de bosques.

Según ANAM (2010), desde 1992 hasta el 2000 se disminuyó la cobertura boscosa del país en un 4.4 %, siendo las provincias de Darién y Panamá las de mayor pérdida boscosa. Las áreas próximas a la ciudad de Panamá se encuentran en la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá que posee 48 % de hectáreas cubiertas de bosques. Sin embargo, sólo el 69% de esta superficie boscosa se encuentra dentro de áreas protegidas, el resto lo conforman parches pequeños dispersos que se están perdiendo.

Actualmente, el crecimiento poblacional de la ciudad de Panamá ha aumentado producto de la construcción de carreteras y viviendas, creando fragmentos o zonas con diferentes hábitats que pueden estar modificando la estructura de las comunidades de mariposas y de muchas otras especies. Sin embargo, la gran parte de estos sitios no disponen de información sobre la composición de las comunidades de organismos que allí habitan. Es por ello, el interés de estudiar en detalle cuál es la estructura de las comunidades de lepidópteros diurnos utilizándolos como indicadores biológicos en fragmentos de vegetación

próximos a zonas urbanas de la ciudad de Panamá y con el fin de proponer medidas de conservación y manejo de dichas especies.

Para evaluar el impacto que tiene el tamaño del fragmento en la composición de especies de mariposas diurna nos planteamos la hipótesis en donde la riqueza y la abundancia de mariposas diurnas están asociados al tamaño de los fragmentos estudiados. Además, como dos de los estadíos del ciclo de vida de la mariposa necesitan las plantas hospederas para alimentarse nos planteamos la hipótesis, que tanto el número de individuos y la riqueza de especies de mariposa diurna en los fragmentos de vegetación es determinada por la composición vegetal (riqueza de angiospermas).

OBJETIVOS

GENERAL

- Conocer el efecto que tiene la fragmentación de los bosques urbanos tropicales en la composición de especies del orden Lepidóptera y los factores ambientales que influyen en su riqueza y abundancia.

ESPECÍFICOS

- Identificar las especies del orden Lepidoptera con hábito diurno en cuatro fragmentos de vegetación en la ciudad de Panamá.
- Describir la estructura de las comunidades del orden Lepidoptera con hábito diurno en los fragmentos estudiados.
- Estimar la diversidad alfa y beta de las comunidades del orden Lepidoptera en los fragmentos estudiados.
- Determinar los factores ambientales que influyen en la riqueza y abundancia de mariposas diurnas en los cuatro fragmentos de vegetación en la ciudad de Panamá.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

1. La fragmentación como elemento de la Ecología del Paisaje

El concepto de Ecología del paisaje nace en la década de 1930 acuñada por el geógrafo Carl Troll (1939), como el estudio de toda la complejidad de relaciones causa-efecto que existen entre las comunidades de seres vivos y sus condiciones ambientales (Subirós *et al.*, 2006). Posteriormente, Forman y Godron (1986), lo definen como el estudio de la estructura, función y cambio en un área de tierra heterogénea que contiene ecosistemas que interactúan entre sí. Subirós *et al.* (2006), afirman que la ecología del paisaje es un enfoque científico de carácter transdisciplinario, pero con una aportación especialmente trascendental de la geografía y la ecología.

Matteucci (2012), menciona que existen básicamente dos enfoques en los trabajos publicados en la revista de la International Association for Landscape Ecology (IALE): el enfoque bio-ecológico y el físico-humano. El enfoque bio-ecológico es la rama de la ecología que estudia las poblaciones, comunidades y los procesos biológicos y ecológicos. Considera a la dimensión espacial y trata de descubrir la manera en que un medio espacialmente heterogéneo afecta los procesos biológicos y ecológicos. El enfoque físico-humano es una interdisciplina que estudia el paisaje y su funcionamiento natural y económico.

1.1 Conceptos que utiliza esta disciplina:

1. **Paisaje terrestre:** Es un mosaico de formas terrestres heterogéneas, tipos de vegetación y usos de tierra (Urban *et al.*, 1987). Según Subirós *et al.*, 2006, en el mosaico se pueden diferenciar tres tipos de elementos:
 - **Los fragmentos o parches:** Son las diferentes unidades morfológicas que se pueden diferenciar en el territorio. Varían de acuerdo a su tamaño, forma y tipo, heterogeneidad y características de borde.
 - **Los corredores:** Son las conexiones existentes entre unos fragmentos y otros.
 - **La matriz:** Es el complejo formado por fragmentos y corredores. Representa el elemento dominante o el que ocupa una mayor superficie, desempeñando un papel fundamental en la dinámica del paisaje.
2. **Efecto área:** Reducción de la biodiversidad con el tamaño de las islas o fragmentos.
3. **Efecto distancia:** Representa la presencia de un menor número de especies en los fragmentos más aislados.
4. **Conectividad:** Capacidad de los organismos para desplazarse entre fragmentos separados.
5. **Efecto de borde:** Zonificación de hábitat de un fragmento o producción de una banda perimetral de hábitat con condiciones adversas para las especies. Podría definirse como el conjunto de procesos asociados al incremento de la relación perímetro/área que se produce con el avance de la fragmentación del hábitat. Estos procesos afectan gravemente a la calidad del hábitat y provocan una pérdida de especies (Santos y Tellería, 2006).

6. **Piedras de paso:** Parches de pequeño tamaño e incluso elementos discretos como los árboles aislados en el interior de la matriz que influyen de manera importante en la conectividad (Herrera, 2011).

La ecología del paisaje ha contribuido al desarrollo de nuevas formas del pensamiento acerca de los cambios del paisaje y los hábitats fragmentados. Dando importancia a los cambios del paisaje asociados a la fragmentación (parches o fragmentos, corredores y la matriz), pues estos modifican el entorno que rodea los fragmentos y a su vez tienen influencia en la biota y los procesos biológicos (Bennett y Saunders, 2010). Ésta podría ser una herramienta práctica para convertir un espacio degradado o en vías de degradación en un soporte de producción sustentable, minimizando el impacto humano (Matteucci, 2012).

2. Fragmentación de hábitat

2.1. Definición

La fragmentación de hábitat es uno de los mecanismos directos causantes del actual deterioro de la biodiversidad (WRI, UICN, PNUMA, 1992). Se refiere a la creación de paisajes fragmentados como consecuencia de la deforestación, en los que algunos remanentes del bosque original (de tamaños y formas variables), quedan inmersos en una matriz de hábitats transformados, que además, puede provocar la extinción de muchas especies (Saunders *et al.*, 1991, Guariguata *et al.*, 2002). El avance de la frontera agrícola, forestal y urbana, han traído como consecuencia la transformación rápida de los ecosistemas del planeta (Matteucci, 2012).

Al ocurrir la fragmentación se dan tres procesos relacionados: una reducción en la cantidad total de vegetación original (es decir, pérdida de hábitat), la subdivisión de la vegetación restante en fragmentos, remanentes o parches (es decir, fragmentación de hábitat); y la introducción de nuevas formas de uso de tierra en reemplazo de la vegetación que se pierde (Bennett y Saunders, 2010).

Guriguata *et al.* (2002), señalan que la posibilidad de documentar la extinción de organismos provocada por la fragmentación, depende de la disponibilidad de datos previos sobre la diversidad biológica del área. Sin embargo, lamentablemente esto rara vez ocurre, de ahí que los efectos de la fragmentación suelen estudiarse comparando las especies contenidas en parches de bosque de diferentes tamaños. Es por ello, la importancia de la realización de los inventarios de especies en fragmentos.

2.2. Efectos de la fragmentación

La fragmentación de bosques a largo plazo ha demostrado tener un impacto negativo sobre la diversidad biológica y los procesos ecológicos de las comunidades de organismos (Haddad *et al.*, 2015). El aislamiento, el tamaño, la forma, y el borde de los fragmentos influyen en la variación de la riqueza y la abundancia de especies como aves, mamíferos, insectos y plantas. (Saunders *et al.*, 1991, Haddad *et al.*, 2015). A medida que se pierde el hábitat, se reducen los recursos disponibles, aumentando la competencia entre individuos, disminuyendo la supervivencia y / o reproducción, y llevando a una disminución en tamaño de la población (Pardini *et al.*, 2017). Además, los hábitats fragmentados han provocado la disminución en la diversidad genética de especies lo que puede poner en peligro la futura adaptación a los cambios del ambiente (Hill *et al.*, 2006).

La separación de grandes masas arbóreas por las carreteras, caminos o fincas provoca que las poblaciones queden aisladas por no estar adaptadas a variaciones microclimáticas drásticas de ambientes desprovistos de árboles. En consecuencia, las especies son reemplazadas por especies propias de zonas de bordes o hábitat abierto, con mejor grado de adaptación a dichas variaciones (Andrade, 1998).

Haddad *et al.* (2015), en una síntesis de experimentos de fragmentación que abarcó 35 años y biomas diferentes de los cinco continentes, demostró que la fragmentación del hábitat reduce la biodiversidad en 13 y 75%, y afecta las funciones clave del ecosistema por la disminución de la biomasa y la alteración de los ciclos de nutrientes. Los efectos fueron mayores en los fragmentos de menores tamaños y aislados, y se magnificaron con el paso del tiempo.

Smith y Mayfield (2018), reportaron la disminución de la diversidad de abejas en fragmentos pequeños de bosques tropicales de Australia, mostrando preocupación por los cambios en la dinámica de las comunidades, pues se interrumpe su función como polinizadores de plantas. Por tanto, manifiestan la importancia de fragmentos de bosque de tamaño grande contiguos que ayuden a la conservación de dichas comunidades. Estos resultados indican la necesidad urgente de medidas de conservación y restauración para mejorar la conectividad del paisaje, lo que reducirá las tasas de extinción y ayudará a mantener los servicios ecosistémicos (Haddad *et al.*, 2015).

Pardini *et al.*, 2017 agrupan los procesos que remarcan la pérdida de hábitat y la fragmentación en dos clases:

1. Procesos estocásticos: Son aquellos que conducen a impredecibles cambios en el tamaño de las poblaciones. Por ejemplo, la estocacidad demográfica que se refiere a las fluctuaciones aleatorias en las tasas de crecimiento poblacional debido a eventos fortuitos de mortalidad y reproducción individual; y la estocacidad ambiental que se refiere a las variaciones en la tasa de crecimiento de la población debido a la variación impredecible de las condiciones ambientales (catástrofes naturales).
2. Procesos deterministas: Son aquellos que predeciblemente conducen a un declive o al aumento en el tamaño de la población. Por ejemplo, los efectos de borde a través de cambios en condiciones abióticas (cambios en el microclima o la estructura del hábitat), cambios en las interacciones bióticas. Los impactos antropogénicos incrementados como la cacería, intrusión de animales domesticados, fuego y tala. Además, el aislamiento de la población en parches de hábitat rodeados por una matriz hostil (tierra convertida) interrumpiendo la dispersión y aumentando el riesgo de mortalidad.

3. Biodiversidad

La diversidad biológica o biodiversidad se refiere a la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, ya sea que se encuentren en ecosistemas terrestres, aéreos, marinos, acuáticos o en otros complejos ecológicos. Comprende la diversidad dentro de cada especie, así como entre las especies y a nivel de los ecosistemas (CBD, 1992). Se suele entender como el número de diferentes especies de plantas, animales y microorganismos existentes y abarca también las variaciones y características genéticas específicas dentro de las especies, así como la imbricación de estas especies con los ecosistemas (CDB, 2006).

Según la Estrategia de Conservación de la Biodiversidad estudiar la biodiversidad significa documentar su composición, distribución, estructura y funciones (WRI, UICN. PNUMA, 1992). El inventario de recursos biológicos de un sitio constituye un primer paso para su caracterización biológica y es una forma de justificar la protección de estos últimos remanentes de bosque. Entre los grupos que se pueden tomar en cuenta para una caracterización se encuentran las plantas, mariposas y aves. Estas pueden dar una idea de la riqueza biológica total que existe en el área, así como su estado de conservación (Villarreal *et al.*, 2004).

4. Teorías que tratan de explicar la diversidad de especies en paisajes fragmentados

4.1. Biogeografía de Islas

Entre 1963 y 1967 MacArthur y Wilson, plantearon la Teoría de Biogeografía de Islas para referirse a las predicciones acerca del número de especies que podrían existir en una isla recién creada. Este modelo representa el número de especies que habitan en una isla como: El equilibrio entre la tasa de extinción y colonización en función del tamaño y distancia a una fuente de dispersión. Este modelo predice un punto en el cual la tasa de inmigración y la de extinción se igualan y donde queda determinado el **equilibrio dinámico** (Figura 1), en el número de especies en una isla (Brown y Kodric, 1977). Supone lo siguiente:

- La tasa de inmigración de nuevas especies a la isla decrece cuando aumenta la riqueza especies de la isla.
- La tasa de extinción de especies de la isla incrementa cuando el número de especies presentes incrementa.

MacArthur y Wilson (1967), modificaron su modelo incorporando dos variables: que incluían el **tamaño** de las islas y la **distancia** al continente (la fuente de especies colonizadoras) (Figura 2). Esta modificación asume lo siguiente:

- A menor distancia al continente y a mayor tamaño de la isla la tasa de inmigración debe ser mayor y la de extinción menor, por lo tanto el número de especies será mayor.
- A mayor distancia al continente y a menor tamaño de la isla, la tasa de inmigración debe ser menor y la de extinción mayor, por lo tanto el número de especies será menor.

Este modelo, que se originó en estudios de islas oceánicas, se ha aplicado en islas continentales para hacer interpretaciones o predicciones sobre la composición de especies (Diamond, 1975; Bennet y Saunders, 2010). En islas continentales se considera a los parches de hábitat fragmentado como islas embebidas en un mar constituido por hábitat inhóspito denominado matriz (Valdés, 2011). La aplicación de esta teoría ha servido de guía en la planificación, manejo y preservación de bosques fragmentados en beneficio de la diversidad biológica (Harris, 1984).

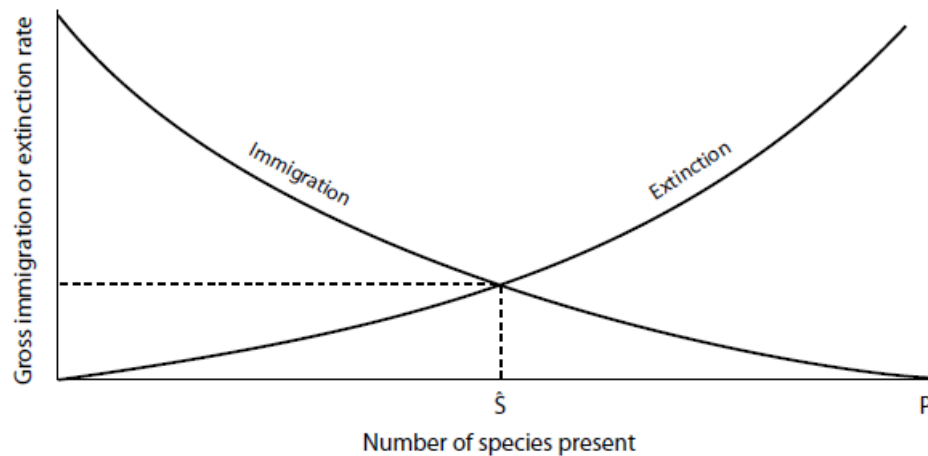


Figura 1. Gráfica del modelo de equilibrio de especies de MacArthur – Wilson donde \hat{S} es el número de especies en equilibrio y P es el número de especies de la fuente (tomado de Schoener, 2010).

Esta Teoría puede ser extendida, aunque con sus condicionamientos a hábitats continentales aislados, bien por intervención humana o bien por la distribución natural de las unidades paisajísticas (Harris, 1984, Andrade, 1998).

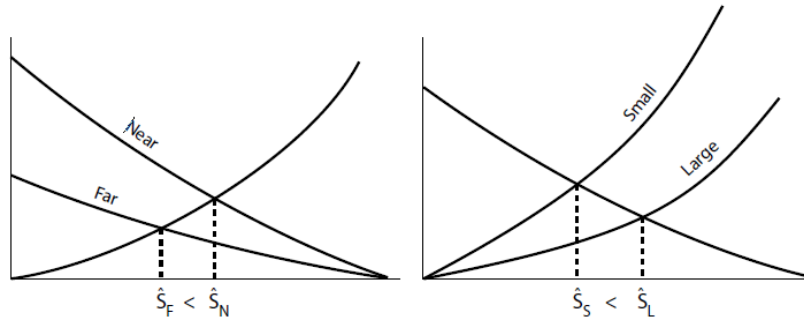


Figura 2. Modelo de MacArthur -Wilson

Izquierda: Efecto de la distancia, islas lejanas con menor número de especies presentes, Derecha: Efecto del área, islas pequeñas con menor número de especies (tomado de Schoener, 2010).

4.2 Metapoblaciones

La teoría de Metapoblaciones fue propuesta por Richard Levins (1969, 1970). El concepto metapoblación se refiere al conjunto de poblaciones locales que habitan en la red de parches. Este modelo supone que todos los parches son del mismo tamaño y que la migración es global e igualmente probable entre cualquier par de poblaciones y parches (Hanski, 2009). Es apropiado para paisajes altamente fragmentados como o una gran red de fragmentos de hábitat pequeños o parches pequeños sin gran extensión de hábitat (tierra firme) (Hanski, 2009) (Figura 3).

Las poblaciones pequeñas en pequeños fragmentos de hábitat tienen un alto riesgo de extinción. Las especies pueden persistir a una escala espacial mayor que la población local, debido a los movimientos entre poblaciones locales fluctuantes de forma asincrónica (Hanski, 1997).

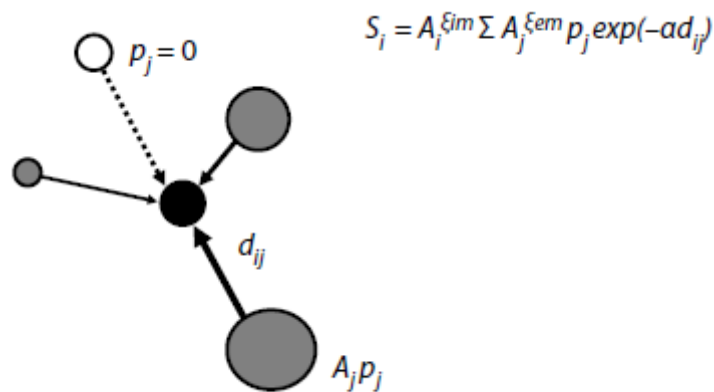


Figura 3. En metapoblaciones, los migrantes de un parche de hábitat i se originan a partir de poblaciones locales existentes en los parches de hábitat circundante (tomado de Hanski, 2009).

4.3 Fuente Sumidero:

La dinámica fuente - sumidero fue propuesta por Pulliam (1988), supone que los individuos de la misma especie ocupan parches de hábitat de diferente calidad. Existiendo así parches productivos, donde la reproducción es superior a la mortalidad, éstos actúan como **fuentes** de individuos y parches **sumideros** donde la reproducción es menor a la mortalidad. Las subpoblaciones de los sumideros podrían extinguirse sin dispersores de la fuente (Pulliam, 1988). La persistencia de las poblaciones en los hábitats sumideros (donde las muertes superan en número a los nacimientos), depende de la inmigración de individuos o dispersión de los hábitats fuente (de alta calidad, donde los nacimientos superan a las muertes) (Dias, 1996, Novaro *et al.*, 2005). Esta dinámica de poblaciones es respaldada por una alta conectividad entre los parches; poblaciones aisladas son altamente vulnerables a la extinción, mientras que las poblaciones interconectadas son generalmente más resistentes a las presiones (Dias, 1996, Jones y Closs, 2016) (Figura 4).

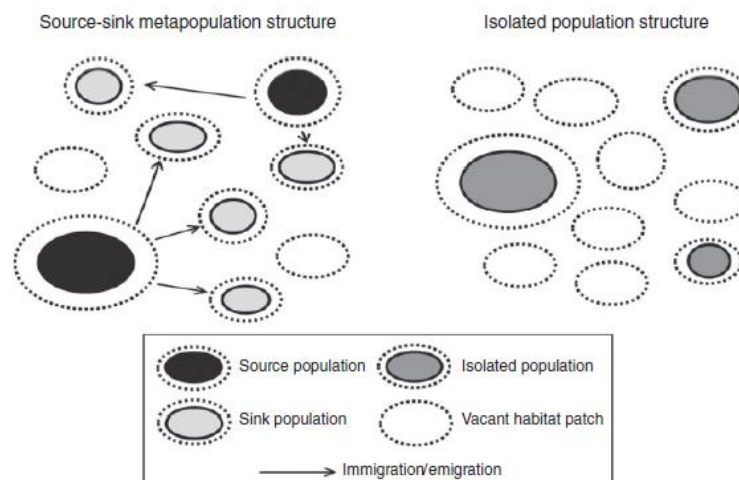


Figura 4. Comparación entre la estructura de una metapoblación fuente – sumidero y una estructura poblacional aislada (tomado de Jones & Closs, 2016).

5. Mariposas usadas como bioindicadores

El uso de especies o grupos taxonómicos bioindicadores capaces de reflejar el estado de conservación, diversidad, endemismo, grado de intervención o grado de perturbación en los ecosistemas naturales, es el principio fundamental de los bioindicadores. Estos son grupos que presentan las siguientes características: taxonomía conocida, fácil identificación y manipulación en el campo y el laboratorio, abundante, estables, bien diversificados, preferiblemente de ciclos de vida corto, alta sensibilidad y fidelidad ecológica (Brown, 1997, Andrade, 1998).

Según Andrade (1998), las mariposas cumplen con los siguientes requerimientos que lo hacen ser considerado como bioindicador: taxonomía bien conocida y estable, buen conocimiento de la biología e historia natural, fácil observación en el campo, amplia ocupación de hábitat y rango geográfico, especialización de hábitat y están correlacionados con otros taxa.

5.1 Estudios de mariposas usadas como bioindicadores

Aproximadamente entre el 50 y 90% de las especies de insectos existentes en la tierra aún no se han descubierto. Sin embargo, los insectos nombrados solo comprenden más de la mitad de todas las especies conocidas de la totalidad de los organismos. Es por ello, que monitorear el cambio en la diversidad de insectos implica grandes extrapolaciones de los grupos o taxa bien estudiados, como las mariposas (Thomas, 2005). Esquemas de monitoreo de transectos desarrollados en el Reino Unido utilizando mariposas han generado patrones

de cambio en la abundancia de poblaciones y en la distribución de especies de manera exitosa. Por consiguiente, las mariposas han sido uno de los organismos utilizados como indicadores de la biodiversidad en diferentes países como Europa, América del Norte y Japón, donde el interés entomológico es preponderante (Thomas, 2005).

La aplicación de monitoreos en países Europeos, han registrado un descenso del 50 % en las comunidades de mariposa entre los años 1990 y 2005 (Van Swaay *et al.*, 2008). De igual manera, en los países tropicales se han realizado estudios utilizando a las mariposas como indicadores biológicos del tipo de hábitat (Andrade, 1998; Apaza, 2005). Andrade (1998), señala que al trabajar con mariposas como indicadores del tipo de hábitat se podrían seguir dos direcciones; la primera es que si se conoce la calidad del hábitat se puede predecir la comunidad de mariposas que se encuentra en el sitio y la segunda que sí se conoce la comunidad de mariposas y el tipo de indicador al cual pertenece cada especie, se puede indicar la calidad del hábitat.

Brown y Freitas (2002), reportaron que la familia Nymphalidae (especialmente atraídas con cebo fermentado) son útiles como indicadores de la calidad y diversidad, en entornos de fragmentos de bosques urbanos en Brasil.

6. Estudios sobre el efecto de la fragmentación en mariposas

A lo largo del tiempo se han realizado estudios sobre el efecto de la fragmentación en la riqueza, abundancia y distribución de especies de mariposas, pues han reportado cambios en la estructura de sus comunidades (Lizée *et al.*, 2012; Soga y Koike, 2012; Hill *et al.*, 2006; Summerville y Thomas, 2001; Steffan y Tschardtke, 2000). Estos diversos estudios podemos separarlos de acuerdo a sus objetivos, detallados posteriormente.

6.1 Estudios sobre el efecto del tamaño del fragmento

Lovejoy *et al.* 1984, encontró que la varianza en el número de especies de mariposas de fragmentos de vegetación boscosa era principalmente debido al tamaño del fragmento. Además, la diversidad de mariposas puede cambiar cuando el tamaño del fragmento es menor (Brown y Hutchings, 1997). Krauss *et al.* (2003), en un estudio realizado en Alemania encontraron que la riqueza de especies de mariposas generalistas como especialistas aumentó con el incremento del área del hábitat. Por otro lado, Steffan-Dewenter y Tschardtke (2000), encontraron que la densidad de especies de mariposas polífagas y olífagas, declinó con el área en hábitat fragmentados, a diferencia de especies monófagas que aumentaron con el área del fragmento.

Sin embargo, Summerville y Crist (2004) observaron que la riqueza de polillas cuyas larvas se alimentan de plantas leñosas disminuyó con el tamaño del fragmento, a diferencia de las polillas cuyas larvas se alimentaban de especies herbáceas, aumentando su riqueza en fragmentos menores.

Soga y Koike (2012), por su parte observaron que el tamaño del fragmento tuvo un efecto positivo en la abundancia de mariposas en fragmentos de bosques urbanos, pues estos bosques pequeños aislados pueden ser capaces de mantener niveles de mariposas.

6.2 Efecto del aislamiento

Estudios realizados en diferentes países apoyan la teoría de que el aislamiento de los fragmentos o parches urbanos influyen la variabilidad de las comunidades de mariposas, en el Sureste de Francia (Lizée *et al.*, 2012), Gran Bretaña (Thomas *et al.*, 2001), Brasil (Brown y Freitas, 2002), Japón (Soga y Koike, 2012), Costa Rica (Horner-Devine, 2003). Existen diversos resultados acerca del efecto del aislamiento en la diversidad de mariposas, algunos recalcan el efecto negativo de áreas aisladas (Lizée *et al.*, 2012), mientras que otros experimentos no obedecen al aislamiento de los fragmentos (Krauss *et al.*, 2003).

Según Brown y Hutchings (1997), para las mariposas el mundo es un mosaico de parches de luz, calor, compuestos químicos y comida; y su presencia depende de la combinación de estos, entre otros factores. Por consiguiente, su diversidad no siempre disminuye con el aislamiento del parche cuando están cerca de un bosque continuo.

6.3 Efecto de calidad de hábitat

Un estudio realizado en fragmentos de bosques urbanos de Tokio (Japon) por Soga y Koike (2012), demostró que además de la cantidad (tamaño) y la conectividad de fragmentos, es necesario mejorar la calidad del hábitat. Esto es, la riqueza y abundancia de las plantas hospederas de larvas y las plantas de néctar, que alimentan a los adultos pueden lograr el mantenimiento de las comunidades de mariposas en fragmentos. De igual manera, en fragmentos de bosque del Este del Amazona (Ramos, 2000), se observó que la composición de especies de Nymphalidae se relacionó con la estructura de la vegetación; además en las áreas boscosas la diversidad de mariposas fue mayor y más similar que en áreas perturbadas.

Collinge *et al.* (2003), señalan que las características del hábitat local como por ejemplo zonas de pastizales pueden proteger la diversidad de mariposas. La fragmentación de la selva tropical afecta las interacciones bióticas, pues las relaciones planta – animal pueden verse afectadas por el tipo de hábitat. En fragmentos de bosques la abundancia de especies puede ser mayor; sin embargo en bosques continuos la diversidad suele ser mayor. Además, en cuanto a gremios alimenticios algunos artrópodos herbívoros son más abundantes en bosques continuos, contrario a lo observado en fragmentos en donde los omnívoros son más abundantes (Benitez *et al.*, 2016).

7. Historia Natural de las mariposas

El número de mariposas reportadas en el mundo sobrepasa las 130,000, de las cuales sólo cerca de 11,000 son mariposas diurnas (Maes, 1999). La diversidad de Nymphalidae, Papilionidae y Pieridae en Panamá es de aproximadamente 550 especies (DeVries, 1987; Santos y Cambra, 2003); sin contar las demás familias Riodinidae y Lycaenidae, y las especies de la Superfamilia Hesperoidea (Santos *et al.*, 2012).

El ciclo de vida de las mariposas se distingue por cuatro estadios: huevo (etapa embrionaria), larva (etapa de alimentación y crecimiento), pupa (etapa de formación de estructuras de los adultos) y adulto (etapa de madurez sexual) (DeVries, 1987).

7.1 Taxonomía

Los Lepidoptera (polillas y mariposas) son uno de los mayores órdenes de la clase Insecta, con más de 150,000 especies identificadas (Scoble y Donahue, 1995). Anteriormente, estaban divididas en dos grupos: Rhopalocera (mariposas diurnas) que se caracterizan por tener las antenas de tipo clavada comprendiendo aproximadamente 15,000 especies y los Heterocera (mariposas nocturnas) con unas 85,000 especies caracterizadas por tener las antenas de formas muy variadas (Andrade, 1990). Actualmente, los estudios morfológicos y genéticos, han permitido caracterizar al suborden Glossata y a la Superfamilia Papilionoidea las cuales presentan siete familias: Nymphalidae, Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, Riodinidae, Hesperidae y Hedylidae (Heikkilä *et al.*, 2012).

7.2 Plantas hospederas

La mayoría de las especies de mariposas se alimentan solo de unas pocas especies de plantas estrechamente relacionadas y en la escala evolutiva se pueden encontrar plantas particulares para las larvas o la ovoposición de las hembras (DeVries, 1987).

Koh *et al.* (2004), relacionaron la pérdida o extinción de la planta hospedera de mariposa a la pérdida o extinción de la mariposa. Además, señalan que estas especies pueden extinguirse antes que sus plantas hospederas cuando las disminuciones; y no necesariamente las extinciones, de ciertas plantas hospedantes reducen las mariposas por debajo de sus poblaciones mínimas viables. Es probable que las mariposas dependan más de las plantas, como recurso alimenticio específico para las larvas que las plantas de las mariposas como polinizadores genéricos.

En Panamá, un reciente estudio sobre los cambios en la composición de especies de mariposa de la isla de Barro Colorado, utilizando registros entre los años 1930 y los registros actuales, observó que de un total de 600 especies reportadas, solo el 6% probablemente estén localmente extintas. Es posible que, la desaparición de estas especies esté asociada a la dispersión o a la baja disponibilidad de plantas hospedantes, ya que aquellas mariposas que no se registraron estaban asociadas a plantas herbáceas que no estaban presentes (Basset *et al.*, 2015).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

1. Fragmentos estudiados:

El estudio se realizó en cuatro localidades de la ciudad de Panamá, tres de ellos representan fragmentos o parches de bosque secundario en su mayoría conservados: Parque Natural Metropolitano (PNM), Albrook y Corozal. Las localidades mencionadas forman parte de un corredor biológico, que se extiende a lo largo de la ribera Este del Canal de Panamá (MIAMBIENTE, 2017). Los bosques de la Cuenca del Canal en su mayoría se encuentran dentro de áreas protegidas, encontrándose diferentes tipos de vegetación. Sin embargo, en la vertiente del Pacífico próxima a la ciudad de Panamá, predomina el bosque seco. De manera general, estos bosques tienen una estación lluviosa que va desde mayo a diciembre y una estación seca que va de enero a abril (Pérez, 2008). La cuarta localidad corresponde al Campus Central Octavio Méndez Pereira de la Universidad de Panamá, que representa un sitio urbano, perturbado y con vegetación introducida (Figura 5).

En este estudio se utilizó la definición de fragmentos de Saunders *et al.* (1991), quienes señalan que en el proceso de fragmentación de bosques se producen parches o remanentes de vegetación rodeadas de una matriz de vegetación diferente o de tierras explotadas o utilizadas. Es por ello, que consideramos como fragmento o parches a los lugares más forestados que están separados por una matriz de zonas urbanas cercano a la ciudad de Panamá. Tres de los fragmentos evaluados fueron seleccionados por ser áreas conservadas próximas a la ribera del Canal de Panamá, sometidas a las presiones antrópicas y la cuarta localidad estudiada, se caracterizó por ser un fragmento completamente modificado por actividades antrópicas.

1.1 Parque Natural Metropolitano (PNM):

Ubicado en la provincia de Panamá, distrito de Panamá, corregimiento de Ancón, avenida Juan Pablo II final, tiene una superficie de 232 hectáreas (ha) y se encuentra a 8° 59' 45,15" N y 79° 32' 48,35" O. La altitud de esta área protegida se encuentra entre 50 a 150 metros sobre el nivel del mar (msnm), su temperatura promedio anual es de 28° C y la precipitación promedio anual es de 1740 milímetros (mm). Según el mapa demarcado por Tosi basado en las zonas de vida de Holdridge (Holdridge, 1967), el PNM se clasifica como un “Bosque Húmedo Tropical” y según la clasificación de la UNESCO del año 2000 el tipo de vegetación se clasifica como “Bosque Semicaducifolio Tropical” de tierras bajas bastante intervenido (Atlas Ambiental, 2010). De acuerdo a Correa *et al.* (2010), está formado por bosque húmedo tropical y bosque seco tropical, presentando áreas de rastrojos, herbazales y árboles que alcanzan hasta 40 metros de altura.

Actualmente, el PNM cuenta con cinco senderos: Los Momótides, Los Caobos, El Roble, La Cieneguita y Mono Tití, los cuales son visitados por estudiantes, docentes, investigadores, turistas y público en general. Los muestreos realizados en este estudio fueron en los senderos de La Cieneguita y Mono Tití, y de acuerdo, a las observaciones realizadas en campo, la vegetación de estos senderos corresponde a un Bosque Semicaducifolio Tropical con tres estratos bien definidos. El sotobosque es relativamente cerrado, usualmente dominado por especies herbáceas como: *Cuphea carthagenensis* (Lythraceae), *Phyllanthus urinaria* (Phyllantaceae) *Ichnanthus pallens* (Poaceae), *Heliconia platystachys* (Heliconiaceae), *Calathea latifolia* (Marantaceae), *Commelina erecta* (Commelinaceae), *Carludovica palmata* (Cyclanthaceae) y *Episcia lilacina* (Gesneriaceae); especies arbustivas

de *Lantana camara* (Verbenaceae), *Palicourea triphylla* (Rubiaceae), *Conostegia speciosa* (Melastomataceae), *Miconia ciliata* (Melastomataceae) y algunos bejucos de *Smilax mollis* (Smilacaceae), *Serjania* sp. (Sapindaceae), *Passiflora coriacea* (Passifloraceae), *Philodendron jacquinii* (Araceae) y *Merremia umbellata* (Convolvulaceae). De acuerdo al estudio sobre la composición florística arbórea realizado por Campos *et al.* (2017), los bosques circundantes son poco heterogéneos, representados principalmente por árboles de las familias Rubiaceae, Fabaceae y Anacardiaceae; siendo *Calycophyllum candidissimum* la especie con mayor número de individuos y la familia Fabaceae presentó la mayor riqueza de especies.

1.2 Albroom:

Ubicado en la provincia de Panamá, distrito de Panamá, corregimiento de Ancón, a un costado de la calle Paseo de la Iguana. Presenta una superficie de 41 hectáreas (ha) aproximadamente y se encuentra a 08°58'37.49" N 079°33'43.82" O. La altitud está entre 20 a 80 msnm, su temperatura promedio anual es de 26.5 °C y su precipitación promedio anual es 1800 msnm. El tipo de vegetación encontrada de acuerdo a la clasificación de la UNESCO del año 2000 es de Bosque Semicaducifolio Tropical de tierras bajas bastante intervenido (Atlas Ambiental, 2010). La vegetación que comprende el área muestreada es bastante heterogénea, compuesta por pastizales abiertos, rastrojos, vegetación de bordes y bosques secundarios. En los pastizales predominan individuos de especies herbáceas de la familia Asteraceae (*Sphagneticola trilobata*, *Neurolaena lobata*, *Cyanthillium cinereum*,

Synedrella nodiflora, *Melanthera cf. nivea* y *Tridax procumbens*), Lamiaceae (*Salvia occidentalis*, *Hyptis capitata*), Acanthaceae (*Ruellia inundata* y *Blechum brownei*), Poaceae (*Saccharum spontaneum*, *Panicum trichoides* y *Panicum pilosum*), Onagraceae (*Ludwigia* spp.), Commelinaceae (*Commelina diffusa*) y en menor medida arbustos y bejucos de la familia Fabaceae (*Inga vera*, *Mimosa invisa*, *Mimosa* sp y *Desmodium axillare*). Los rastrojos están compuestos principalmente por arbustos y árboles de *Cecropia obtusifolia* (Urticaceae), *Solanum subinerme* (Solanaceae), *Matayba scrobiculata* (Sapindaceae), *Psychotria* spp. (Rubiaceae), *Isertia haenkeana* (Rubiaceae), *Piper* spp. (Piperaceae), *Muntingia calabura* (Muntingiaceae), *Miconia impetolaris* (Melastomataceae), *Luehea seemannii* (Malvaceae), *Enterolobium cyclocarpum* (Fabaceae) y *Croton draco* (Euphorbiaceae); hierbas de *Bambusa vulgaris* (Poaceae), *Oplismenus burmannii* (Poaceae), *Panicum pilosum* (Poaceae), *Musa × paradisiaca* (Musaceae), *Calathea latifolia* (Marantaceae), *Heliconia latispatha* (Heliconiaceae), *Costus laevis* (Costaceae) y *Costus villosissimus* (Costaceae) e individuos trepadores de *Cissus verticillata* (Vitaceae), *Davilla nitida* (Dilleniaceae), *Smilax mollis* (Smilacaceae), *Smilax spinosa* (Smilacaceae) y *Serjania* sp. (Sapindaceae). Por su parte, el bosque secundario se caracteriza por presentar tres estratos bien definidos, acompañado de algunos individuos emergentes. El sotobosque es abierto, dominado principalmente por helechos, hierbas (*Ichnanthus pallens*, *Scleria melaleuca*, *Cyperus congestus* y *Olyra latifolia*), arbustos pequeños de 1 a 3 m (*Psychotria* sp., *Hirtella racemosa* e individuos juveniles de *Xylopia frutescens*) y algunas lianas de menor tamaño (*Connarus panamensis*, *Serjania* sp. y *Davilla nitida*). El estrato dominado, el cual presenta árboles pequeños de 7 a 13 m, se encuentran principalmente las especies *Amaioua corymbosa* (Rubiaceae), *Pera arborea* (Euphorbiaceae), *Cassipourea elliptica* (Rhizophoraceae), *Mabea occidentalis* (Euphorbiaceae), *Matayba scrobiculata*

(Sapindaceae) y *Xylopia frutescens* (Annonaceae); el estrato dominante (15-25 m) se caracteriza por presentar algunos individuos de *Protium panamense* (Burseraceae), *Virola surinamensis* (Myristicaceae) y *Roupala montana* (Proteaceae). En cuanto al estrato emergente, se encuentran pocos individuos de la especie *Enterolobium schomburgkii* (Fabaceae). En el borde del bosque, abundan árboles de *Xylopia frutescens*, *Jacaranda copaia* (Bignoniaceae), *Luehea seemannii* (Malvaceae), *Guazuma ulmifolia* (Malvaceae), *Trema micrantha* (Cannabaceae) y *Miconia ampla* (Melastomataceae); arbustos de *Carica papaya* (Caricaceae), *Vasconcellea cauliflora* (Caricaceae), *Piper reticulatum* (Piperaceae), *Solanum hayesii* (Solanaceae) y algunas especies de palmas introducidas (*Roystonea regia* y *Cocos nucifera*) y abundantes hierbas de la familia Poaceae y Cyperaceae.

1.3 Corozal:

Ubicado en la provincia de Panamá, distrito de Panamá, corregimiento de Ancón, próximo al Complejo Hospitalario Veterinario Corozal de la Universidad de Panamá, a la Base Corozal Este del Servicio de Protección Institucional (SPI) y al residencial de Cárdena. Esta localidad, presenta poca actividad antropocéntrica, ya que es utilizada para prácticas desarrolladas por el Servicio de Protección Institucional (SPI). El fragmento estudiado tiene una superficie aproximada de 81 ha y se encuentra a 08°59'19.34" N 079°34'11.83" O. La altitud está entre 30 a 60 msnm, su temperatura promedio anual es de 26.4 a 26.5 °C y su precipitación promedio anual es 1501 a 1800 msnm. El tipo de vegetación encontrada según la clasificación de la UNESCO del año 2000 es de Bosque Semicaducifolio Tropical de

tierras bajas con intervención antrópica elevada (Atlas Ambiental, 2010). La vegetación de este sitio de muestreo comprende algunas áreas abiertas con vegetación herbácea y de bosque secundario tardío. Las áreas abiertas presentan principalmente individuos herbáceos de *Laportea aestuans* (Urticaceae), *Physalis cordata* (Solanaceae), *Geophila* sp. (Rubiaceae), *Ludwigia decurrens* (Onagraceae), *Musa* × *paradisiaca* (Musaceae), *Cyperus laxus* (Cyperaceae), *Kyllinga odorata* (Cyperaceae), *Tridax procumbens* (Asteraceae) y *Eclipta alba* (Asteraceae). El bosque secundario tardío presenta un sotobosque bastante abierto y tres estratos definidos con árboles emergentes que llegan hasta los 40 metros de altura. El sotobosque está compuesto primordialmente por individuos herbáceos de *Pharus latifolius* (Poaceae), *Calathea panamensis* (Marantaceae), *Heliconia* sp. (Heliconiaceae); arbustos de Piperaceae (*Piper tuberculatum*, *Piper peltatum* y *Piper reticulatum*), *Guapira costaricana* (Nyctaginaceae) y abundantes palmas de *Oenocarpus mapora*. El estrato dominado que comprende árboles menores de 12 metros presenta individuos de *Triplaris cumingiana* (Urticaceae), *Pera arborea* (Euphorbiaceae), *Eugenia* sp. (Myrtaceae), *Ardisia* sp. (Primulaceae), *Bellucia pentamera* (Melastomataceae) y *Lindackeria laurina* (Achariaceae). El estrato dominante (15 a 25 m de altura) comprende árboles de *Anacardium excelsum* (Anacardiaceae), Sapindaceae (*Matayba scrobiculata* y *Cupania glabra*), Rubiaceae (*Calycophyllum candidissimum*, *Alseis blackiana*, *Amaioua corymbosa*, *Pittoniotis trichantha*), *Ficus insipida* (Moraceae), Meliaceae (*Swietenia macrophylla* y *Cedrela odorata*), Malvaceae (*Pachira sessilis* y *Pseudobombax septenatum*), *Enterolobium schomburgkii* (Fabaceae), *Garcinia intermedia* (Clusiaceae) y *Astronium graveolens* (Anacardiaceae). Los árboles emergentes (mayores de 35 m alto) son de *Anacardium excelsum* (Anacardiaceae) y *Sterculia apetala* (Malvaceae). La vegetación cercana al bosque presenta árboles y arbustos de *Cecropia obtusifolia* (Urticaceae), *Solanum* sp. (Solanaceae),

Iserba haenkeana (Rubiaceae), Melastomataceae (*Miconia impatiolensis*, *Miconia argentea*) y palmas exóticas de *Roystonea regia* (Arecaceae).

1.4 Campus Central Octavio Méndez Pereira de la Universidad de Panamá (UP):

Ubicado en la Provincia de Panamá, distrito de Panamá, corregimiento de Bella Vista, en la Urbanización El Cangrejo, está delimitado por la Vía Simón Bolívar (Transistmica), la Vía Manuel Espinoza Batista y la vía José De Fábrega (8°59'06" N 79°31'57" O). Es un área reforestada intervenida con actividad antropogénica permanente, en donde se encuentran edificios que abarcan 25 ha aproximadamente.

El 40 % de la vegetación encontrada en este sitio corresponde a vegetación nativa y el resto a plantas introducidas. Entre las especies de árboles y arbustos con mayor número de individuos reportados por De Seda *et al.* 2010 están: *Veitchia merrillii* (Arecaceae), *Syzygium syzygioides* (Myrtaceae), *Mangifera indica* (Anacardiaceae), *Tabebuia rosea* (Bignoniaceae), *Tabebuia guayacan* (Bignoniaceae), *Chrysalidocarpus lutescens* (Arecaceae) y *Swietenia macrophylla* (Meliaceae).

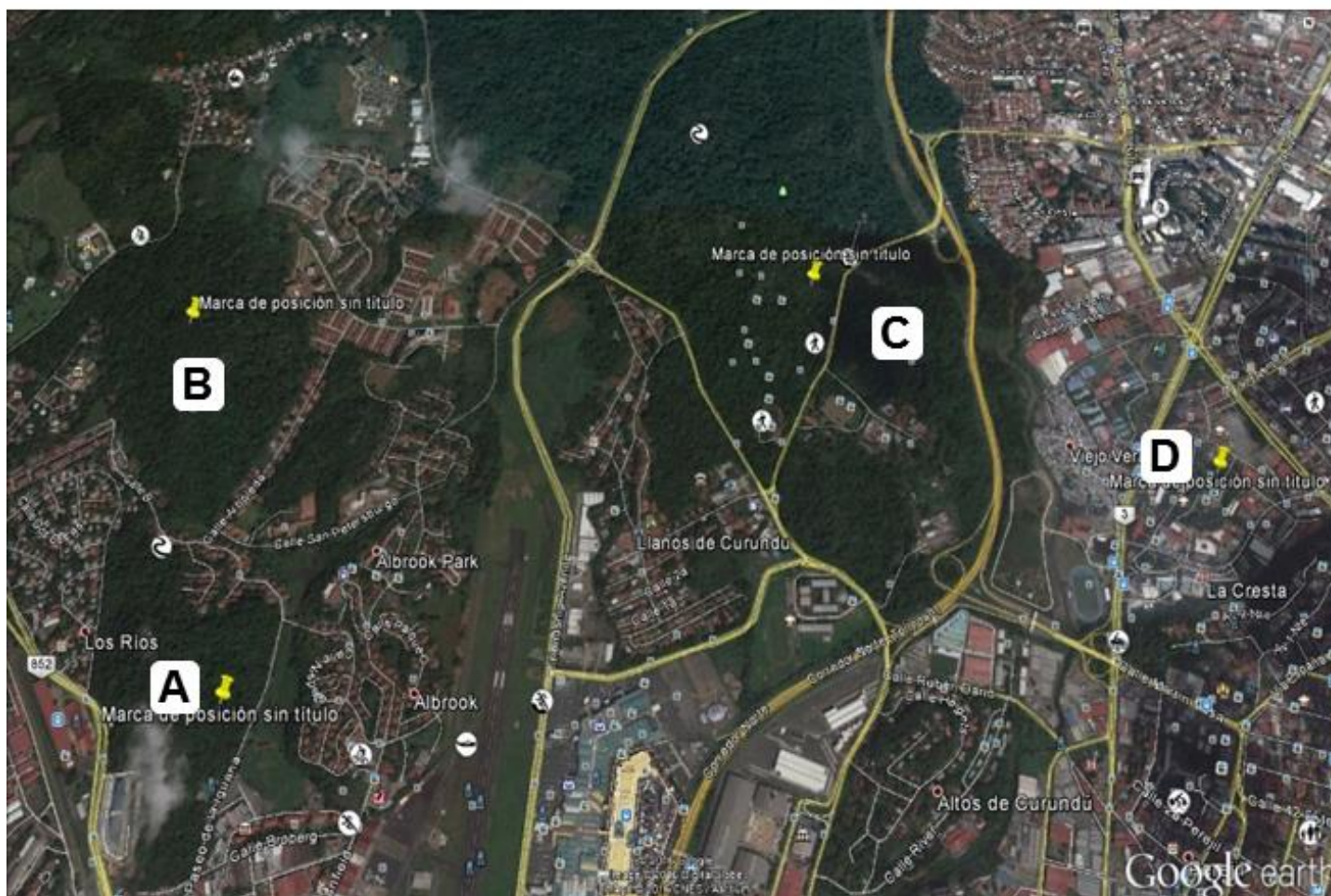


Figura 5. Mapa de ubicación de los sitios de recolecta: A) Albrook B) Corozal C) Parque Natural Metropolitano D) Campus Central Octavio Méndez Pereira de la Universidad de Panamá

2. Trabajo de Campo

Las capturas de mariposas se realizaron mediante dos técnicas de recolección: por medio de redes entomológicas y con trampas que contenían atrayentes. El estudio consideró seis familias de la Superfamilia Papilionoidea, por presentar la mayor cantidad de especies registradas (aproximadamente 7,927) en el Neotrópico (Lamas, 2000). Las familias estudiadas son: Nymphalidae, Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, Riodinidae y Hesperidae.

En total se realizaron ocho muestreos por sitio entre los meses de marzo de 2016 a enero de 2017. La periodicidad de visita a los sitios fue de 45 días aproximadamente, procurando visitar en una misma semana los cuatro sitios (uno por día).

2.1 Muestreo con Redes Entomológicas

En cada sitio, independiente del tamaño del fragmento se establecieron 5 transectos de 500 m de largo por 10 m de ancho. Cada transecto se recorrió durante 30 minutos (Caldas y Robbins, 2003, Van Sway *et al.*, 2008, Basset *et al.*, 2015). Los cinco transectos en cada localidad eran recorridos por dos personas separadas por una distancia de 5 metros y se contó las mariposas de manera similar al manual de monitoreo de Van Swaay *et al.*, 2012 (Figura 6). El recorrido de los transectos se efectuaba en horas de la mañana entre 9:00 am a 1:00 pm, en días soleados y en completa ausencia de lluvia (Figura 7). Algunos sitios no pudieron muestrearse en las fechas establecidas por motivo de lluvias. Las redes entomológicas

utilizadas para las capturas eran de bolsas con mallas de 24×20 pulgadas, anillos de 12 pulgadas de diámetros y mangos de aluminio de 90 cm de largo compradas en BioQuip.

Con este método se realizó un esfuerzo de muestreo de 5 horas en cada visita a los sitios y un recorrido de 5 km^2 . Por fragmento se realizó un recorrido total de 40 Km^2 .

Los especímenes recolectados eran sacrificados aplicando presión digital en el tórax y posteriormente, eran colocadas en sobres de papel virgen o cebolla y transportados en bolsas de cierre hermético al laboratorio para su preservación.

Los individuos que no pudieron ser recolectados se registraron en una libreta de campo. De cada uno de estos especímenes se anotó la localidad, fecha, número de transecto, hora y altitud del sitio.

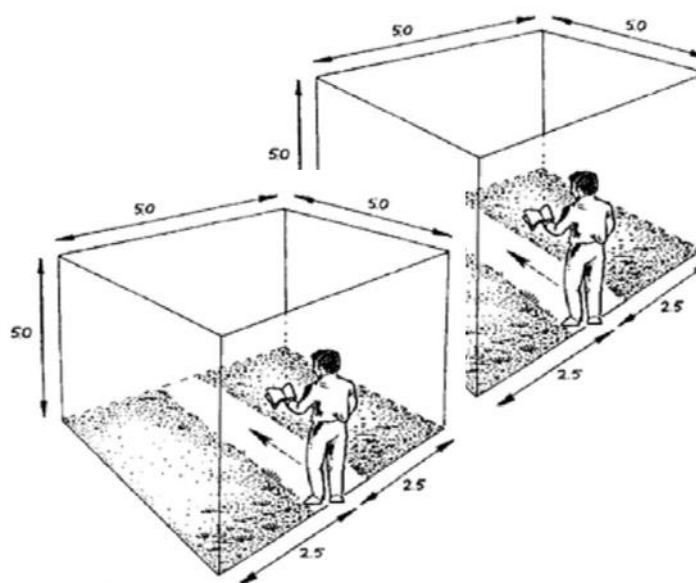


Figura 6. Método utilizado para el monitoreo de especies de mariposas (Lepidoptera) en Europa, consiste en una caja imaginaria de 5 metros hacia adelante y hacia arriba del observador (Tomado y adaptado de Van Swaay et al., 2012).

2.2 Muestreo con Trampas

Adicionalmente, para atrapar las mariposas del dosel, en cada uno de los sitios se colocaron 5 trampas. Estas consistían de mallas negras de 49 centímetros (cm) de alto y base de 31 cm de diámetro (Figura 7).

Las trampas eran colocadas en fechas cercanas a los muestreos realizados con redes entomológicas. Las mismas eran ubicadas a una altura del suelo entre dos a cinco metros y cebadas con frutas maduras mezcladas con cerveza. La altura a la que se colocaba la trampa del suelo dependía del alto de las ramas del árbol en que se ubicaban.

Las cinco trampas eran expuestas durante tres días en cada localidad (360 horas en total por muestreo). Los especímenes capturados eran sacrificados utilizando el mismo método que con las redes y se guardaron y preservaron en congeladores a bajas temperaturas. Debido a inconvenientes con las lluvias, con este método se realizó seis muestreos. A los especímenes se les anotó la fecha de colecta, la localidad y el método de captura.

En todo el trabajo de campo se realizó un esfuerzo de muestreo de 160 horas con redes entomológicas y 2160 horas con trampas. La suma total aproximada fue de 2,320 horas de muestreo y se cubrió 160 km².



Figura 7. Tipos de Muestreos realizados: A. Batido con redes, B. Muestreo con redes dos personas C. Arreglo de la Trampa D. Ajuste de Trampa E. Trampa instalada

3. Trabajo de Laboratorio

Las mariposas capturadas se trasladaron a uno de los laboratorios del Programa Centroamericano de Maestría en Entomología de la Universidad de Panamá. Las mariposas se guardaron en refrigeradores hasta el momento de su preparación e identificación. Una vez que el material iba a ser identificado se colocaban en cámaras húmedas con fenol por tres días para suavizarle los apéndices antes de montarlas sobre los extendedores de madera o celofán. Para el montaje de los especímenes en los extendedores se utilizaron alfileres entomológicos número 0, 1 y 2 dependiendo del tamaño del tórax y se procedió a extender las alas con cuidado. Posteriormente, las mariposas se dejaron secar por tres a cuatro días en los extendedores (Figura 8). Luego se etiquetaron y guardaron en cajas entomológicas.

Todos los especímenes se fotografiaron con una cámara digital Cannon EOS y se preparó una base de datos de imágenes para su posterior identificación.

Para la identificación de los especímenes se utilizaron los libros de DeVries (1987), DeVries (1997), Chacon y Montero (2007), Garwood y Lehman (2013), el portal Butterflies of America (<https://www.butterfliesofamerica.com/>) y la ayuda de los expertos: John McDonalds y Albert Thurman de la Universidad de Mississippi y del Museo de la Universidad de Arizona respectivamente. Además, se realizaron comparaciones con especímenes del Museo de Entomología de la Universidad del Estado de Mississippi dirigido por el Dr. Richard Brown que cuenta con una colección de especímenes de mariposas de Panamá.

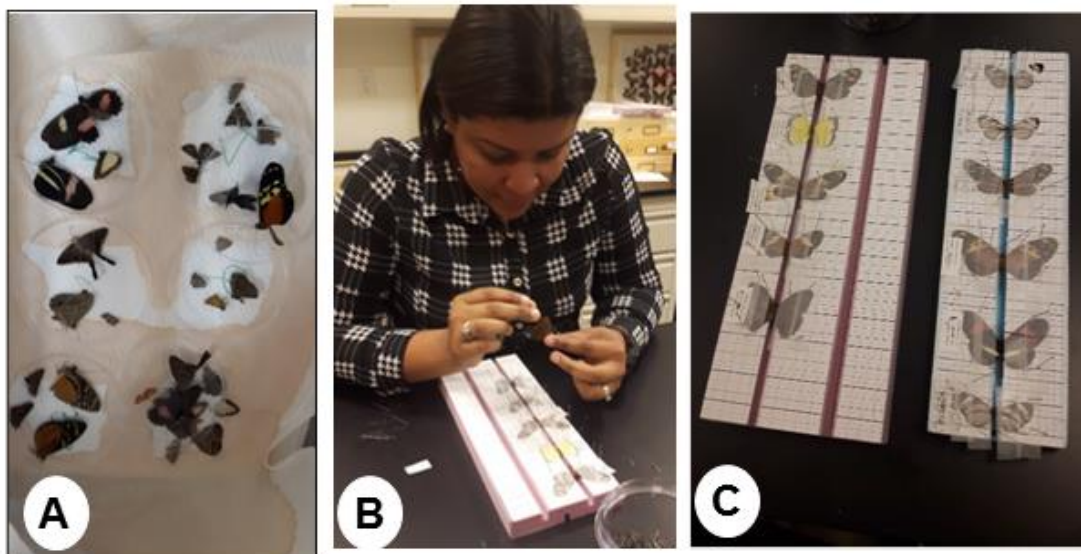


Figura 8. Trabajo realizado en el laboratorio con las especies de Lepidoptera: A. Colocación de especímenes en fenol, B. Montaje de mariposas, C. Colocación de las mariposas en extensores

4. Variables Ambientales:

El estudio consideró como variable de respuesta: el número de especies, el número de individuos de cada especie (abundancia) y la densidad de cada especie por fragmento. La densidad de especies se calculó en base al tamaño real de los fragmentos evaluados.

En todos los sitios se obtuvieron las siguientes variables: precipitación, humedad relativa, temperatura, radiación solar, velocidad del viento, tamaño de fragmento. Además, se registró la posición geográfica y el tamaño del fragmento utilizando Google Earth. La data meteorológica se obtuvo de las siguientes estaciones meteorológicas: Estación meteorológica ubicada en la UP, Estación de Balboa (FAA) de la Autoridad del Canal de Panamá, Estación Corozal Oeste (CZL) de la Autoridad del Canal de Panamá y Estación ubicada en el PNM del Instituto Smithsonian.

Para complementar la información ambiental con otras variables biológicas, se realizó un inventario de angiospermas en los siguientes sitios: Parque Natural Metropolitano, Corozal y Albrook. La metodología de las plantas (Angiospermas) utilizó el método de transecto para el inventario, que correspondió a los transectos realizados con las redes y las trampas de recolección de Lepidoptera. Para conocer las especies de plantas Angiospermas del Campus de la Universidad de Panamá se revisó la Guía de árboles y arbustos del Campus Dr. Octavio Méndez Pereira de la Universidad de Panamá (Maltez *et al.*, 2010).

5. Análisis de Datos

5.1 Diversidad alfa (α)

Para determinar la diversidad alfa (α) de cada fragmento, se registró el número de especies (S) e individuos totales (N) de mariposas diurnas recolectadas en cada fragmento. Se elaboró una curva de acumulación de especies para estimar la representatividad del número de especies recolectadas conforme aumenta el número de muestreos o el esfuerzo de muestreo realizado, siguiendo el ejemplo práctico de Valverde y Hortal (2003). Adicionalmente, se construyeron las curvas de rarefacción para comparar el número de especies esperadas en cada fragmento utilizando el programa EstimateS.

Se estimaron los siguientes índices de diversidad alfa (α) para comparar los cuatro fragmentos estudiados:

- Índices de diversidad de Margalef: Supone que existe una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos. $D_{Mg} = 0$ cuando hay una sola especie (Moreno, 2001).

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

donde:

S = Número de especies
 N = Número total de individuos

- Índice Alfa de Fisher: Propuesto por Fisher (1943), considera el número de especies y el número de individuos.

$$S = \alpha \text{Log}_e (I+N/\alpha)$$

- Índice de Shannon-Wiener (H^*): Supone que los individuos son muestreados aleatoriamente en una comunidad infinitamente grande (Pielou, 1975), y las especies se encuentran representadas en la muestra (Magurran, 1988). Se interpreta como la uniformidad en función a la proporción de individuos por especie.

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

- Índice de Simpson (D): El valor de este índice se interpreta como un descenso en la equidad y un aumento en la dominancia (Magurran, 1988).

$$\lambda = \sum p_i$$

donde: p_i = Abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

- Índice de Berger – Parker: Es una medida de dominancia (Berger y Parke, 1970), expresada por la abundancia proporcional de las especies más abundantes. Al incrementarse su valor se interpreta como un aumento en la equidad y una disminución de la dominancia (Magurran, 1988).

$$d = N_{\max} / N$$

- Índice de Brillouin: Se usa cuando la aleatoriedad de una muestra no puede garantizarse o cuando la comunidad está completamente censada (Magurran, 1988).

$$E = \frac{HB}{HB_{\max}}$$

5.2 Diversidad beta (β)

Para comparar la diversidad entre los fragmentos se utilizó el índice de Whittaker (1960), el cual se define como la magnitud del cambio de la composición de una comunidad, o el grado de diferenciación, en relación a un complejo de gradientes ambientales a un patrón ambientes (Koleff, 2005).

$$B_w = S / \bar{\alpha}$$

Además, se comparó la composición de especies encontradas en cada sitio mediante el coeficiente de similitud de Jaccard y mediante el análisis de Clúster o agrupamiento con base en este índice. El índice de Jaccard, depende el número de especies compartidas por dos ensamblajes y el número de especies únicas en cada ensamblaje (Chao *et al*, 2005).

$$J = \frac{A}{A + B + C}$$

Los índices de diversidad alfa α y beta β se estimaron utilizando el programa Estimates, BioDiversity Pro y PAST.

Se realizó una comparación de la composición de especies de los cuatro fragmentos mediante el cálculo del índice de similaridad múltiple (Diserud y Odegaard, 2007).

$$C_S^T = \frac{T}{T-1} \left(1 - \frac{S_T}{\sum_i a_i} \right).$$

Donde a_i es el número de especies en el sitio A_i , $i = 1, \dots, T$; A_{ij} es la cantidad de especies compartidas por los sitios A_i y A_j y a_{ijk} es el número de especies compartidas por los sitios A_i , A_j y A_k , etc.

5.3 Prueba Estadística

Se realizó la prueba de Kruskal Wallis (no paramétrica) para determinar si existe diferencia estadísticas entre el número de especies de Lepidoptera de los sitios. Para este análisis se utilizó el programa STATISTICA. También, para determinar si existe diferencia entre el número de individuos registrados en los sitios se realizó una prueba de Ji cuadrado (χ^2).

Para determinar si existe asociación entre las especies de Lepidoptera y los sitios se realizó el análisis de correspondencia simple (ACS) con el programa XL-Stat (Adifosin, 2017). Con la finalidad de determinar cuál de las variables ambientales explica mejor la abundancia de las familias de Lepidoptera en cada uno de los sitios se utilizó el análisis de Co- inercia (ACoi) (Dray *et al.*, 2003). Este análisis se utiliza cuando por restricciones de la matriz no se puede hacer un análisis de correspondencia canónico.

IV. RESULTADOS

1. Riqueza y abundancia general en los cuatro fragmentos estudiados

Se registró un total de 2192 individuos de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) pertenecientes a seis familias, 16 subfamilias, 105 géneros y 142 especies en los ocho muestreos realizados en los cuatro o fragmentos estudiados (Cuadro 1).

Cuadro 1. Número de individuos, géneros y especies registradas por familia de Lepidoptera en los fragmentos estudiados (Albrook, Corozal, PNM, UP) 2018

Familia	No. de subfamilias	No. de géneros	No. de especies	No. de individuos	% de individuos
Nymphalidae	7	40	52	1574	72
Pieridae	2	8	14	240	11
Hesperiidae	3	36	46	172	8
Papilionidae	1	4	7	134	6
Riodinidae	1	10	15	53	2
Lycaenidae	2	7	8	19	1
Total	16	105	142	2192	

1.1 Riqueza de especies:

La familia Nymphalidae presentó el mayor número de especies 52 (37 % de la riqueza), le siguió la familia Hesperiidae con 46 especies (32 %), la familia Riodinidae con 15 especies (10%), la familia Pieridae con 14 especies (10%), la familia Lycaenidae con ocho especies (6%) y con el menor número de especies la familia Papilionidae con siete (5%) (Figura 9). De las 16 subfamilias encontradas, las tres que obtuvieron mayor cantidad de especies fueron: la subfamilia Hesperinae (Hesperiidae) con 21 especies, la subfamilia Satyrinae (Nymphalidae) con 16 especies y la subfamilia Riodininae (Riodinidae) con 15 especies (Cuadro 2).

Cuadro 2. Número total de individuos por familias, subfamilias y especies de mariposas diurnas (Lepidoptera) encontradas en los fragmentos estudiados.

Familia/Subfamilia/Especies	Fragmento			
	Albrook	Corozal	PNM	UP
Hesperiidae	49	49	38	32
Eudaminae	20	7	22	5
<i>Astrartes anaphus</i>	1	0	1	0
<i>Astrartes talus</i>	0	0	1	0
<i>Autochton neis</i>	3	0	1	0
<i>Autochton zarex</i>	1	0	0	0
<i>Cogia calchas</i>	1	0	1	0
<i>Eparygeus sp.</i>	0	0	2	0
<i>Hyalothyrus neleus</i>	5	0	0	1
<i>Nascus affn. phocus</i>	1	0	0	0
<i>Phanus vitreus</i>	0	0	0	1
<i>Urbanus affn. simplicius</i>	5	1	0	2
<i>Urbanus chalco</i>	0	0	1	0
<i>Urbanus dorantes</i>	2	2	10	1
<i>Urbanus procne</i>	0	1	0	0
<i>Urbanus tanna</i>	1	3	5	0
Hesperiinae	19	26	9	19
<i>Anthoptus insignis</i>	0	1	0	0
<i>Artines aepitus</i>	1	0	0	0
<i>Callimormus corades</i>	1	1	0	1
<i>Callimormus saturnus</i>	1	0	0	0
<i>Cobalopsis autumnna</i>	0	0	0	6
<i>Conga affn. chydaea</i>	1	3	0	0
<i>Corticea lysias</i>	0	1	0	0
<i>Corticea sp.</i>	0	1	1	0
<i>Cynea cynea</i>	0	1	0	0
<i>Cynea sp.</i>	0	1	0	0
<i>Decinea lucifer</i>	0	7	1	0
<i>Hylephila phyleus</i>	0	0	0	1
<i>Niconiades xanthaphes</i>	0	0	1	2
<i>Parphorus decora</i>	2	0	1	0
<i>Polites vibex</i>	7	7	1	6
<i>Pompeius pompeius</i>	5	0	0	0
<i>Quasimellana sethos</i>	0	0	0	3
<i>Saliana sp.</i>	1	0	1	0
<i>Vacerra egla</i>	0	1	1	0
<i>Vacerra sp.</i>	0	1	0	0
<i>Vettius lafrenaye</i>	0	1	2	0

Familia/Subfamilia/Especies	Fragmento			
	Albrook	Corozal	PNM	UP
Pyrginae	10	16	7	8
<i>Antigonus erosus</i>	0	0	3	1
<i>Cycloglypha thrasibulus</i>	3	0	0	1
<i>Gorgythion sp.</i>	0	3	0	0
<i>Heliopetes arsalte</i>	0	0	0	1
<i>Paraminus stigma</i>	0	0	2	0
<i>Pirgus orcus</i>	3	2	0	0
<i>Pyrrhopyge zenodorus</i>	0	0	1	0
<i>Pythonides jovianus</i>	1	0	0	0
<i>Quadrus cerealis</i>	0	4	0	0
<i>Sostrata bifasciata</i>	1	3	1	1
<i>Staphylus sp.</i>	2	4	0	4
Lycaenidae	5	5	3	8
Polyommatainae	0	0	0	2
<i>Hemiargus hanno</i>	0	0	0	2
Theclinae	5	5	3	6
<i>Calycopis atnius</i>	0	1	0	0
<i>Calycopis origo</i>	0	2	2	0
<i>Panthiades bitias</i>	0	1	0	0
<i>Pseudolycaena damo</i>	1	0	0	0
<i>Rekoa stagira</i>	0	0	0	5
<i>Strymon ziba</i>	4	0	1	1
<i>Thereus pedusa</i>	0	1	0	0
Nymphalidae	776	299	307	191
Biblidinae	46	35	39	13
<i>Callicore pitheas</i>	3	2	6	0
<i>Callicore texa</i>	0	0	1	0
<i>Catonephele mexicana</i>	0	1	0	0
<i>Dynamine postverta</i>	5	0	0	0
<i>Ectima erycinoides</i>	0	1	0	0
<i>Hamadryas amphinome</i>	5	4	5	1
<i>Hamadryas februa</i>	3	5	0	6
<i>Hamadryas feronia</i>	16	6	16	6
<i>Myscelia leucocyana</i>	0	0	1	0
<i>Nica flavilla</i>	11	14	8	0
<i>Temenis laothoe</i>	3	2	2	0
Charaxinae	28	23	42	2
<i>Archaeoprepona demophoon</i>	17	15	27	0
<i>Consul fabius</i>	0	4	8	0
<i>Fountainia eurypyle</i>	6	0	2	0
<i>Memphis moruus</i>	3	1	0	0

Familia/Subfamilia/Especies	Fragmento			
	Albrook	Corozal	PNM	UP
<i>Memphis oenomais</i>	0	0	1	1
<i>Prepona laertes</i>	1	2	4	1
<i>Siderone galanthus</i>	1	0	0	0
<i>Zaretis ellops</i>	0	1	0	0
Danainae	22	34	11	0
<i>Mechanitis polymnia</i>	5	0	0	0
<i>Tithorea harmonia</i>	17	34	11	0
Heliconiinae	63	22	67	5
<i>Dryas iulia</i>	13	3	2	5
<i>Euptoia hegesia</i>	6	0	0	0
<i>Heliconius erato</i>	35	15	52	0
<i>Heliconius hecale</i>	9	4	13	0
Limenitidinae	6	17	20	0
<i>Adelpha iphiclus</i>	6	17	20	0
Nymphalinae	503	81	27	166
<i>Anartia fatima</i>	37	52	8	10
<i>Anartia jatrophae</i>	359	10	9	112
<i>Anthanassa tulcis</i>	64	5	3	39
<i>Chlosyne lacinia</i>	1	0	0	0
<i>Colobura dirce</i>	4	7	2	0
<i>Historis odius</i>	3	3	1	2
<i>Hypolimnas misippus</i>	0	0	1	0
<i>Junonia evarete</i>	31	3	1	2
<i>Siproeta stelenes</i>	4	0	1	1
<i>Smyrna blomfieldia</i>	0	1	1	0
Satyrinae	108	87	101	5
<i>Caligo telamonius</i>	10	5	29	0
<i>Cissia confusa</i>	6	27	4	3
<i>Cissia labe</i>	0	0	2	0
<i>Cissia pseudoconfusa</i>	1	1	2	0
<i>Cissia terrestris</i>	2	2	1	0
<i>Eryphanis lycomedon</i>	2	5	3	0
<i>Euptychia jesia</i>	0	0	7	0
<i>Hermeuptychia hermes</i>	55	29	12	1
<i>Morpho helenor</i>	6	5	14	0
<i>Opsiphanes cassina</i>	2	2	1	0
<i>Opsiphanes tamarindi</i>	2	0	0	1
<i>Pierella luna</i>	0	4	4	0
<i>Taygetis kerea</i>	0	1	5	0
<i>Taygetis thamyra</i>	2	0	2	0
<i>Taygetis uzza</i>	20	5	15	0

Familia/Subfamilia/Especies	Fragmento			
	Albrook	Corozal	PNM	UP
<i>Ypthimoides renata</i>	0	1	0	0
Papilionidae	37	15	70	12
Papilioninae	37	15	70	12
<i>Battus lycidas</i>	0	0	2	0
<i>Battus polydamas</i>	3	2	3	8
<i>Heraclides anchisiades</i>	0	0	1	1
<i>Papilio thoas</i>	4	3	2	1
<i>Parides anchises</i>	29	10	53	2
<i>Parides eurimedes</i>	1	0	8	0
<i>Parides sesostris</i>	0	0	1	0
Pieridae	44	100	39	57
Coliadinae	40	32	35	53
<i>Aphrissa statira</i>	0	0	0	5
<i>Eurema albula</i>	0	0	3	0
<i>Eurema daira</i>	19	3	4	1
<i>Phoebis argante</i>	2	8	6	23
<i>Phoebis philea</i>	0	2	0	0
<i>Phoebis sennae</i>	8	13	2	20
<i>Phoebis sp.</i>	0	4	0	0
<i>Pyrisitia leuce</i>	0	2	11	0
<i>Pyrisitia nise</i>	11	0	0	3
<i>Pyrisitia proterpia</i>	0	0	9	0
<i>Rhabdodryas trite</i>	0	0	0	1
Pierinae	4	68	4	4
<i>Ascia monuste</i>	2	0	0	3
<i>Itaballia demophile</i>	0	68	3	1
<i>Melete lycimnia</i>	2	0	1	0
Riodinidae	25	8	5	18
Riodininae	25	8	5	18
<i>Calephelis laverna</i>	3	0	0	1
<i>Calospila lucianus</i>	0	1	0	0
<i>Calospila parthaon</i>	1	0	0	0
<i>Detritivora hermodora</i>	7	0	0	0
<i>Emesis lucinda</i>	0	1	0	0
<i>Eurybia elvina</i>	7	2	0	0
<i>Eurybia unxia</i>	0	0	1	0
<i>Mesosemia telegone</i>	1	0	2	0
<i>Nymphidium ascolia</i>	2	2	0	0
<i>Nymphidium mantus</i>	0	0	1	0
<i>Nymphidium olinda</i>	1	0	0	0
<i>Perophthalma tullius</i>	1	0	0	0

Familia/Subfamilia/Especies	Fragmento			
	Albrook	Corozal	PNM	UP
<i>Synargis mycone</i>	0	0	1	0
<i>Theope publius</i>	1	0	0	7
<i>Theope virgilius</i>	1	2	0	10
Total general	936	476	462	318

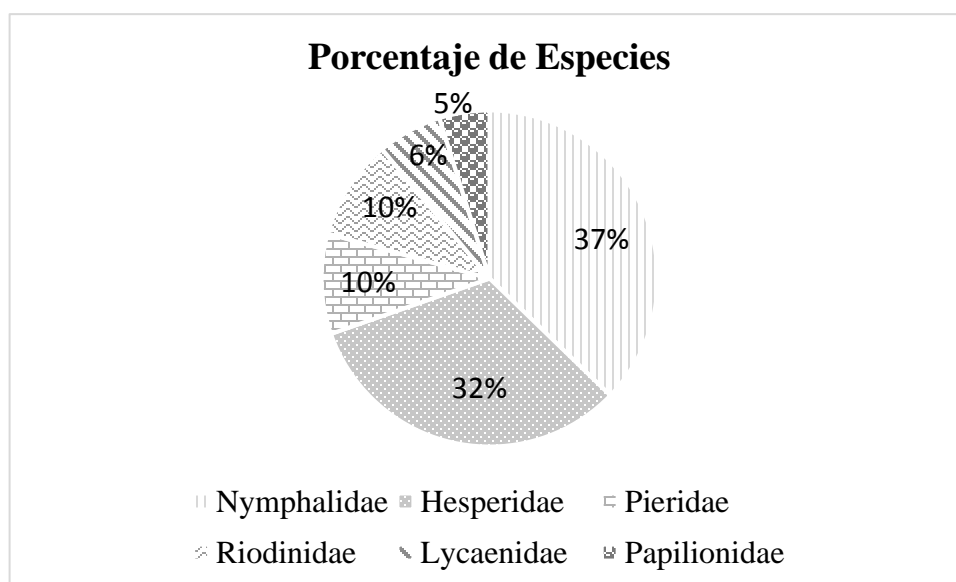


Figura 9. Porcentaje de especies por familias de Lepidoptera registradas en la totalidad de los fragmentos evaluados

1.2 Abundancia:

La familia más abundante fue Nymphalidae con 1574 individuos registrados (72%), siguiéndole en orden decreciente la familia Pieridae con 240 individuos (11%), Hesperidae con 172 individuos (8%), Papilionidae con 134 individuos (6%), Riodinidae con 53 individuos (2%) y la menos abundante fue la familia Lycaenidae con 19 individuos (1%). Las 3 subfamilias con mayor número de individuos fueron Nymphalinae (Nymphalidae) con 777 individuos, Satyrinae (Nymphalidae) con 301 individuos y Coliadinae (Pieridae) con 160 individuos.

Los géneros más representativos en cuanto a la abundancia fueron: *Anartia* (Nymphalidae) con 555 individuos (25.3 % del total de individuos), *Heliconius* (Nymphalidae) con 128 individuos (5.8 %), *Anthanassa* (Nymphalidae) con 111 individuos (5%) y *Parides* (Papilionidae) con 104 individuos (4.7 %). Adicionalmente, los géneros con más especies representadas fueron *Urbanus* (Hesperidae) con cinco especies y *Cissia* (Nymphalidae) y *Phoebis* (Pieridae) con cuatro especies cada una. Las especies más abundantes son *Anartia jatrophae*, *Anthanassa tulcis*, *Anartia fatima* y *Heliconius erato*, todas ellas pertenecientes a la familia Nymphalidae (Figuras 10 – 18).

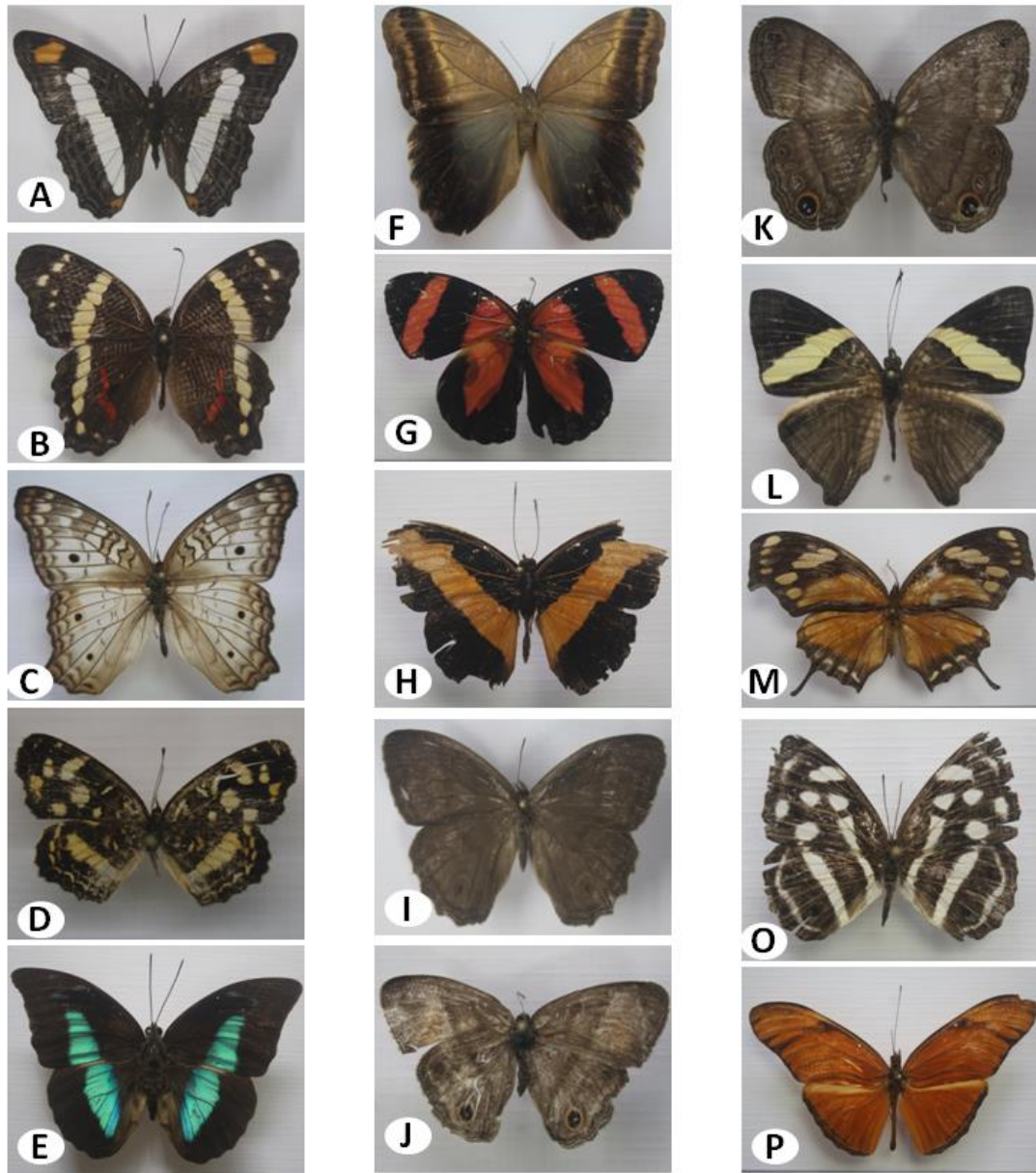


Figura 10. Especies de Lepidoptera reportadas para la Familia Nymphalidae: A. *Adelpha iphiclus*, B. *Anartia fatima*, C. *Anartia jatrophae*, D. *Anthanassa tulcis*, E. *Archaeoprepona demophoon*, F. *Caligo telamonius*, G. *Callicore pitheas*, H. *Catonephele mexicana*, I. *Cissia confusa*, J. *Cissia pseudoconfusa*, K. *Cissia terrestris*, L. *Colobura dirce*, M. *Consul fabius*, O. *Dynamine postverta*, P. *Dryas iulia*

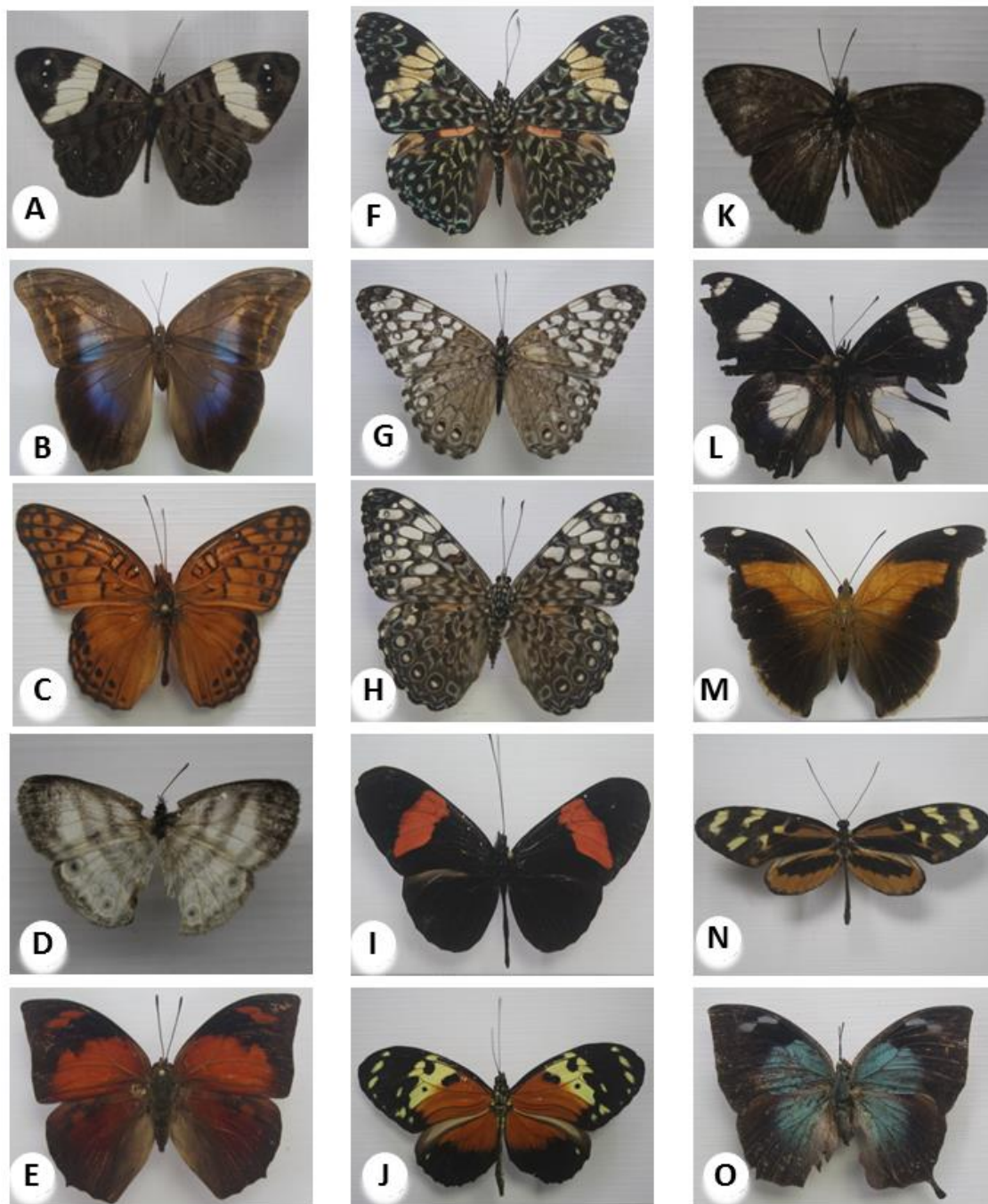


Figura 11. Especies de Lepidoptera reportadas para la Familia Nymphalidae: A. *Ectima erycinoides*, B. *Eryphanis lycomedon*, C. *Euptoieta hegesia*, D. *Euptychia jesia*, E. *Fountainea eurypyle*, F. *Hamadryas amphinome*, G. *Hamadryas februa*, H. *Hamadryas feronia*, I. *Heliconius erato*, J. *Heliconius hecale*, K. *Hermeuptychia Hermes*, L. *Hypolimnas misippus*, M. *Historis odius*, N. *Mechanitis polymnia*, O. *Memphis moruus*

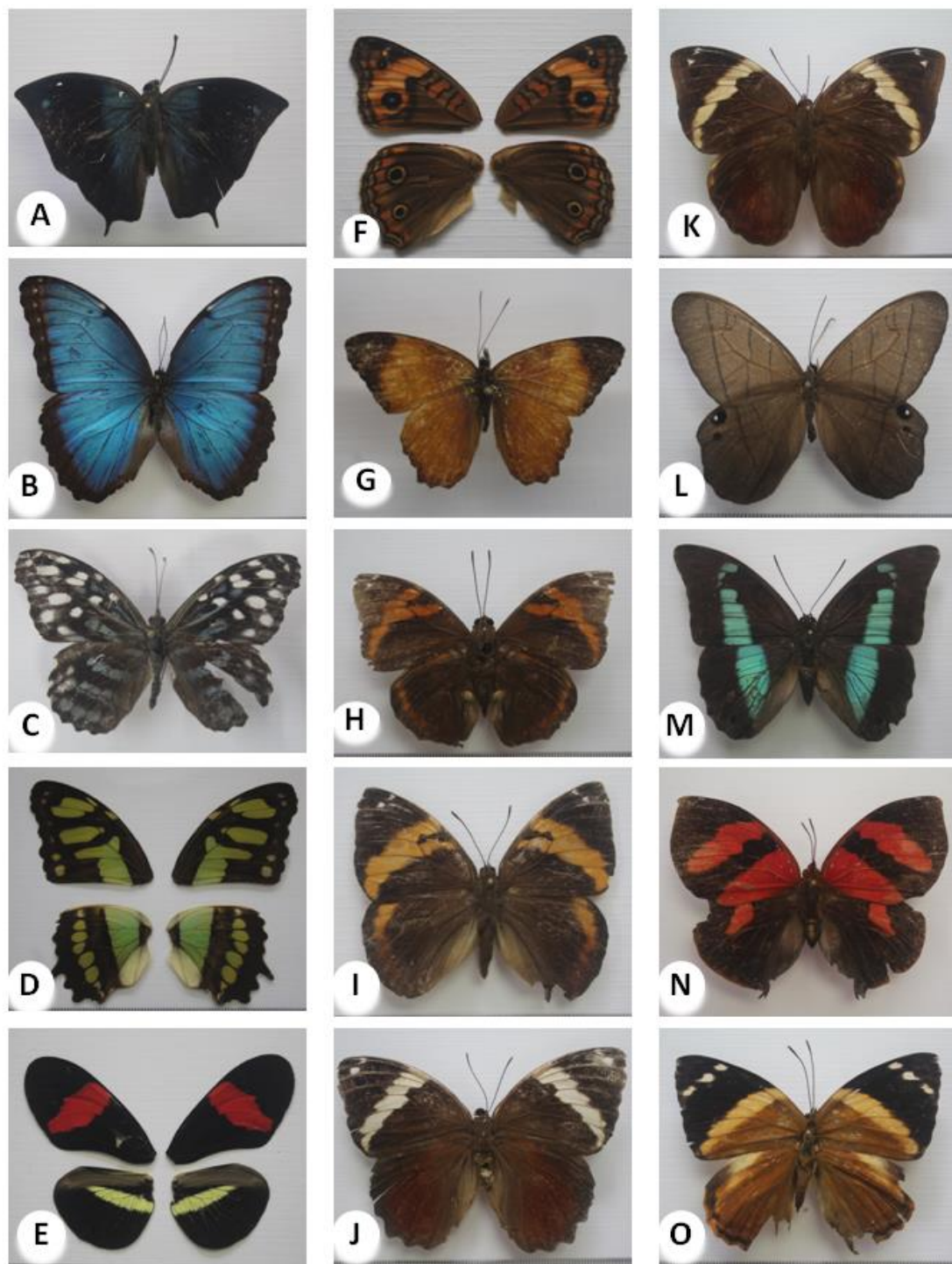


Figura 12. Especies de Lepidoptera reportadas para la Familia Nymphalidae: A. *Memphis oenomais*, B. *Morpho helenor*, C. *Myscelia leucocyana*, D. *Siproeta stelenes*, E. *Heliconius erato*, F. *Junonia evarete*, G. *Nica flavilla*, H. *Opsiphanes cassina* (macho), I. *Opsiphanes cassina* (hembra), J. *Opsiphanes quiteria*, K. *Opsiphanes tamarindi*, L. *Pierella luna*, M. *Prepona laertes*, N. *Siderone galanthis*, O. *Smyrna blomfildia*

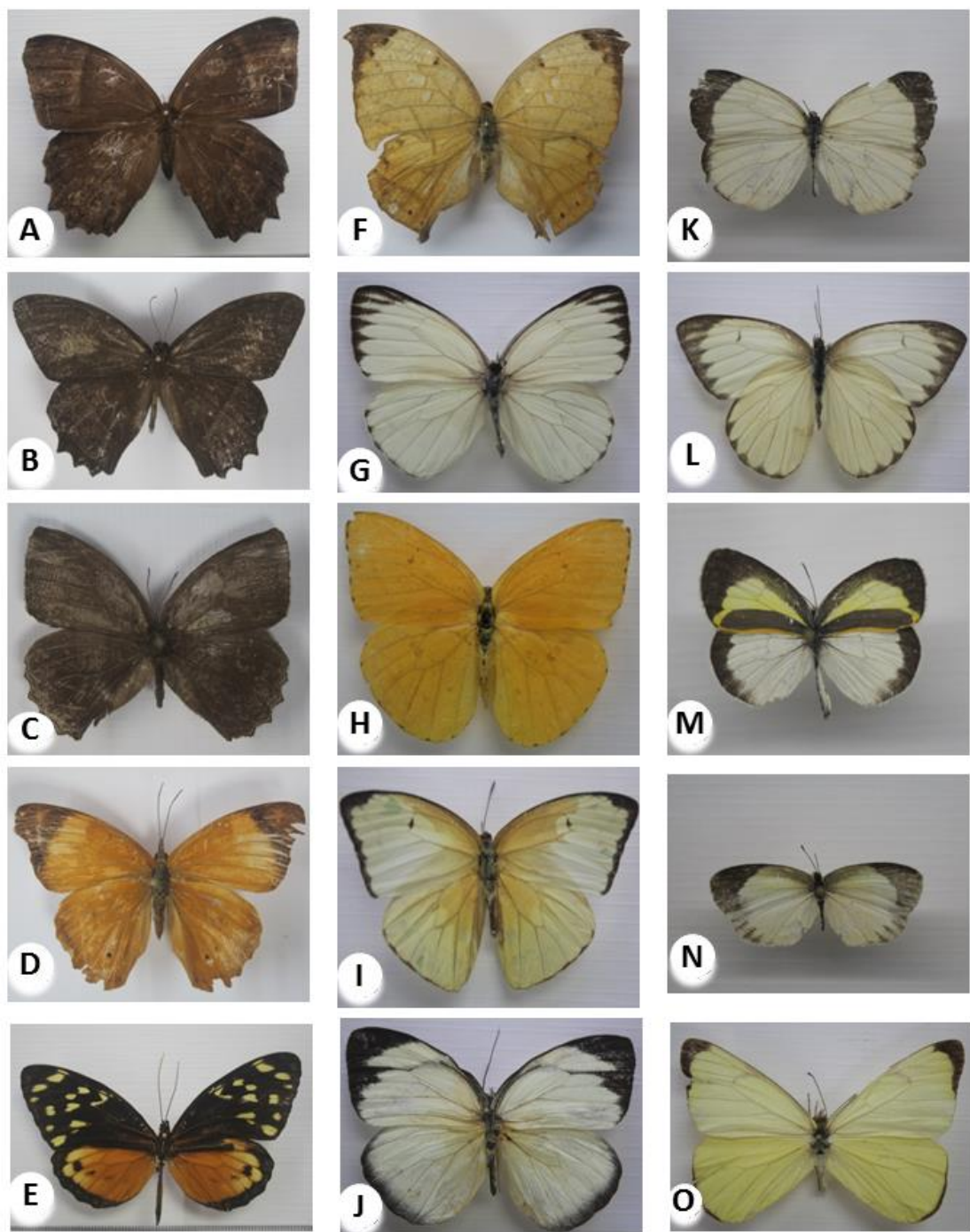


Figura 13. Especies de Lepidoptera reportadas: (A- E) Familia Nymphalidae y (F – O) Familia Pieridae: A. *Taygetis thamyra*, B. *Taygetis uzza*, C. *Taygetis kerea*, D. *Temenis laothoe*, E. *Tithorea harmonia*, F. *Zaretis ellops*, G. *Ascia monuste* (macho), L. *Ascia monuste* (Hembra), H. *Phoebis argante* (macho), I. *Aphrissa statira* J. *Itaballia demophile*, K. *Eurema albula*, M. *Eurema daira* (macho), N. *Eurema daira* (hembra), O. *Melete lycimnia*

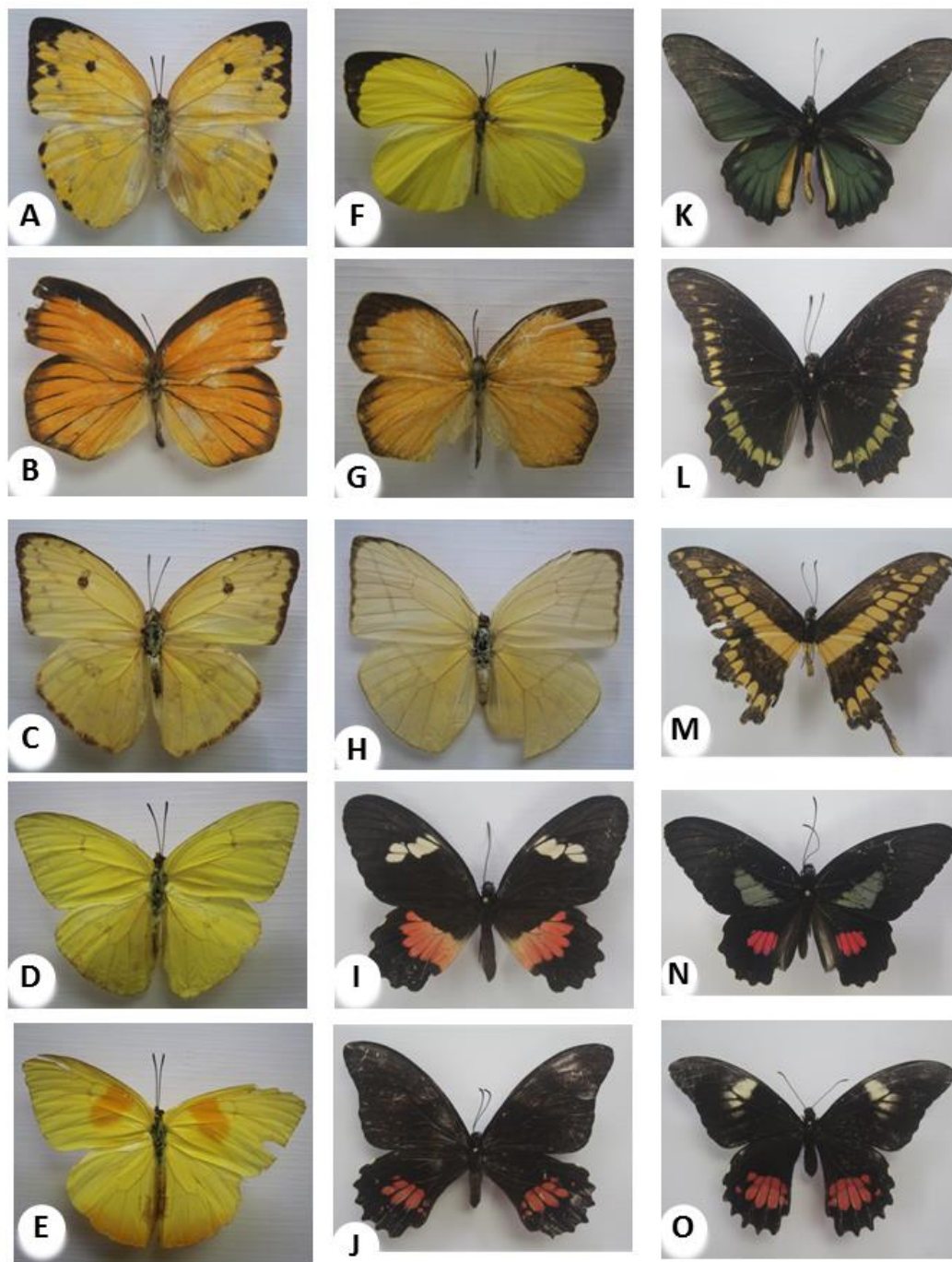


Figura 14. Especies de Lepidoptera reportadas: (A – H) Familia Pieridae y (I – O) Familia Papilionidae: A. *Phoebis argante* (hembra), B. *Pyrisitia proterpia* (macho), C. *Phoebis sennae* (hembra), D. *Phoebis sennae* (macho), E. *Phoebis philea*, F. *Pyrisitia leuce*, G. *Pyrisitia proterpia* (hembra), H. *Rhabdodryas trite*, I. *Parides anchises* (hembra), J. *Heraclides anchisiades* (macho), K. *Battus lycidas*, L. *Battus polydamas*, M. *Papilio thoas*, N. *Parides anchises* (macho), O. *Heraclides anchisiades* (hembra)

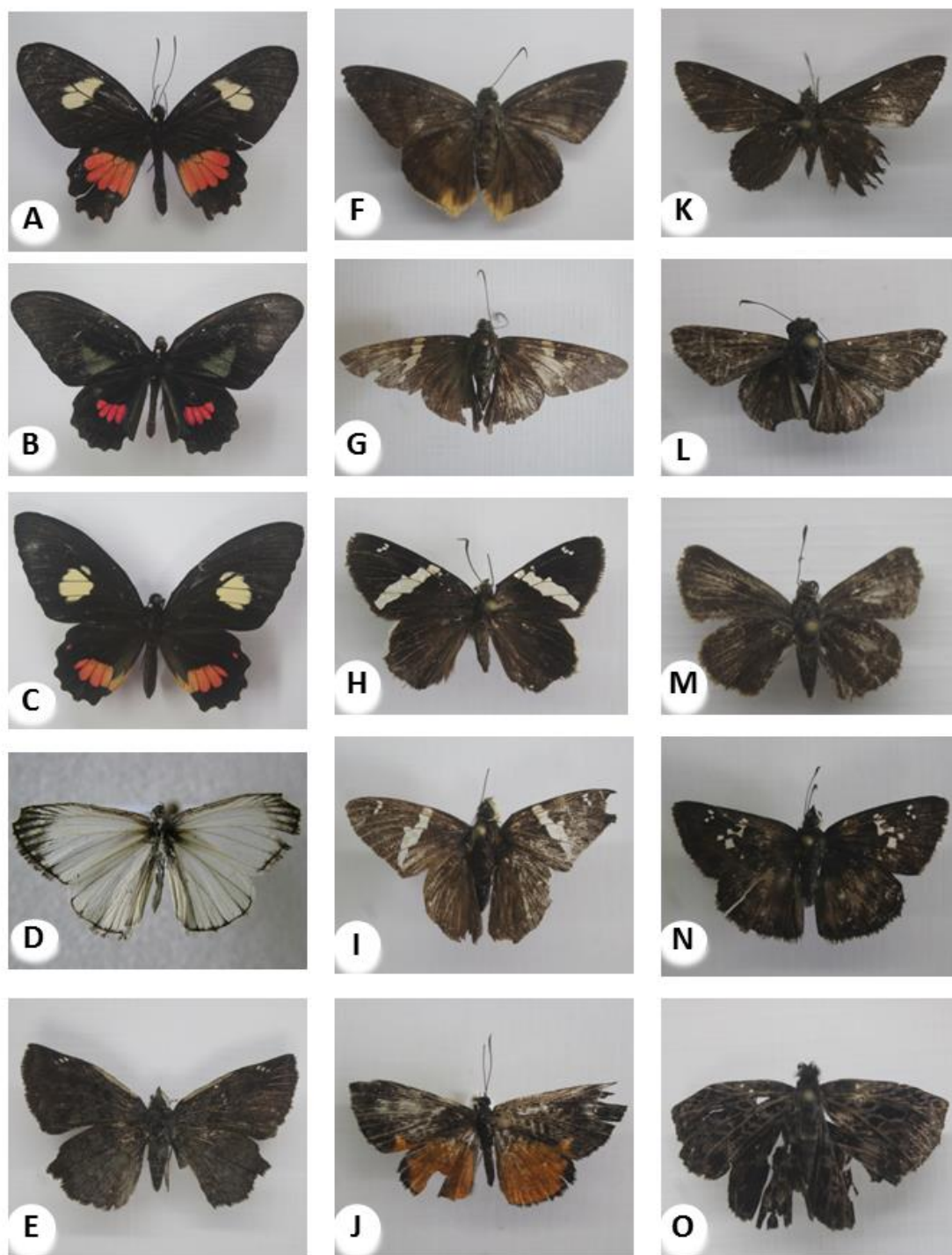


Figura 15. Especies de Lepidoptera reportadas: (A – C) Familia Papilionidae y (D – O) Familia Hesperidae: A. *Parides eurimedes* (hembra), B. *Parides eurimedes* (macho), C. *Parides sesostris*, D. *Heliopetes arsalte*, E. *Antigonus erosus*, F. *Astraptes anaphus*, G. *Astraptes talus*, H – I. *Autochton neis*, J. *Calospila parthaon* (Riodinidae), K. *Cogia calchas*, L. *Conga affn. chydaea*, M. *Corticea sp.*, N. *Quadrus cerealis*, O. *Cycloglypha thrasibulus*

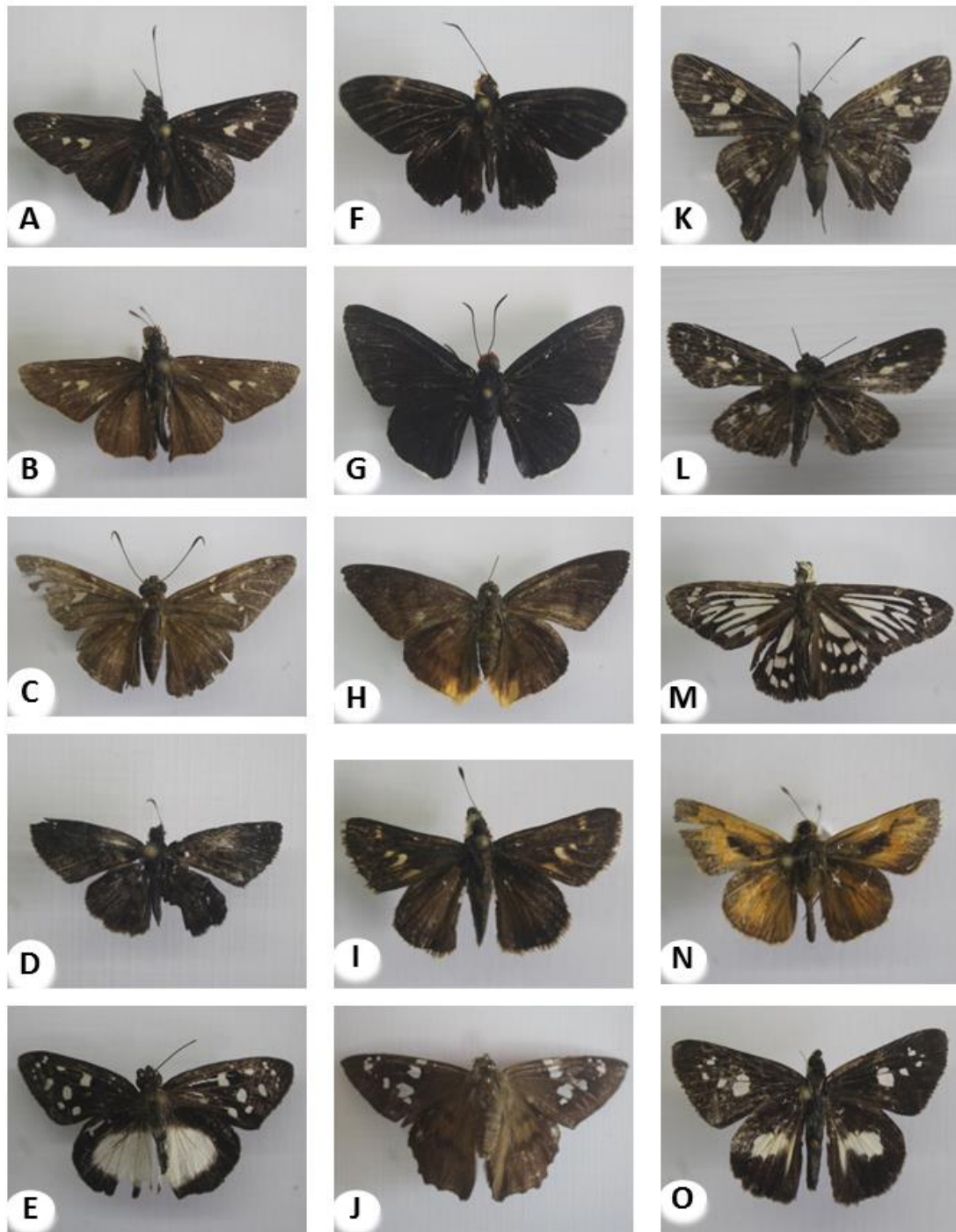


Figura 16. Especies de Lepidoptera reportadas para la Familia Hesperidae: A. *Cynea cynea*, B. *Decinea lucifer*, C. *Eparygeus* sp., D. *Gorgythion* sp., E. *Hyalothyrys neleus* (hembra), F. *Hyalothyrys neleus* (macho), G. *Pyrrhopyge zenodorus*, H. *Astraptes anaphus*, I. *Polites vibex* (hembra), J. *Nascus* affn. *phocus*, K. *Niconiades xanthaphes*, L. *Parphorus decora*, M. *Phanus vitreus*, N. *Polites vibex* (macho), O. *Vettius lafrenaye*



Figura 17. Especies de Lepidoptera reportadas: (A – K) Familia Hesperidae, (L – N) Familia Lycaenidae y (O) Familia Riodinidae: A. *Pythonides jovianus*, B. *Quasimellana sethos*, C. *Saliana sp.*, D. *Staphylus sp.*, E. *Urbanus chalco*, F. *Urbanus Dorantes*, G – H *Urbanus affn. simplicius*, I. *Urbanus tanna*, J. *Vacerra egla*, K. *Pirgus orcus*, L. *Panthiades bitias*, M. *Rekoa stagira*, N. *Strymon ziba*, O. *Calephelis laverna*

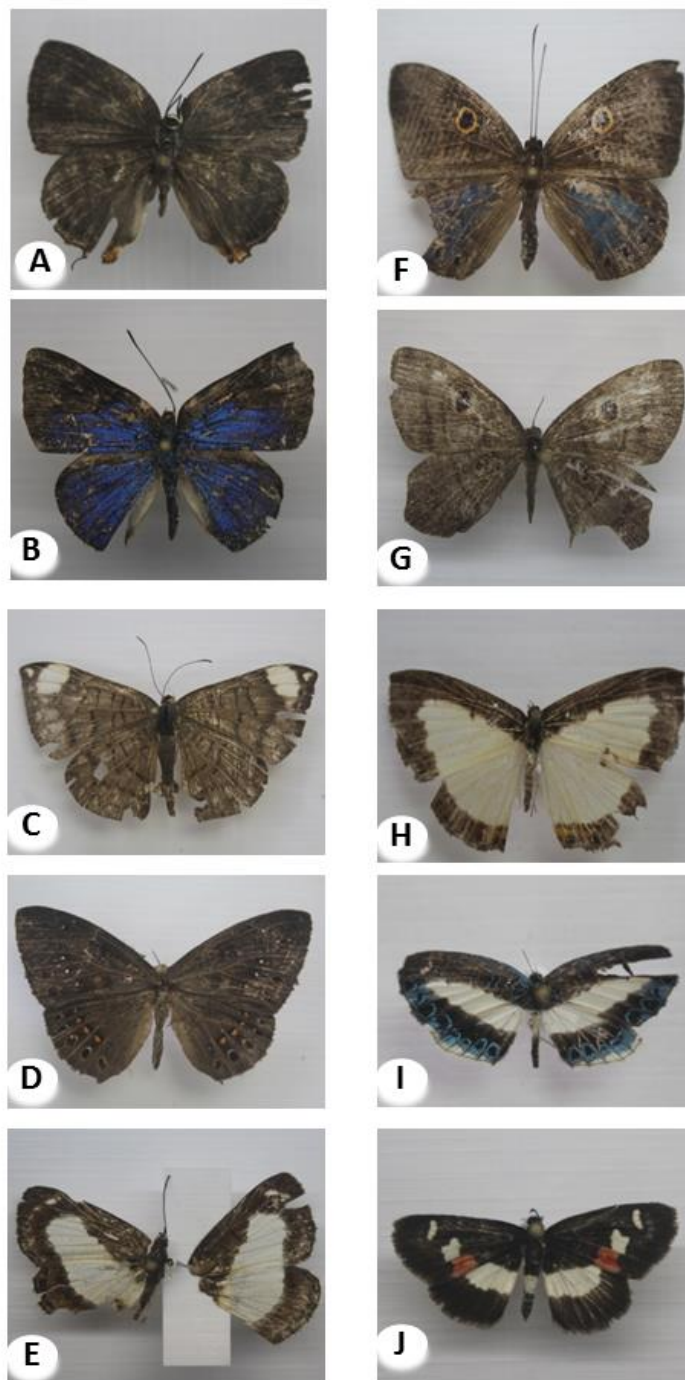


Figura 18. Especies de Lepidoptera reportadas: (A) Familia Lycaenidae, (B – I) Familia Riodinidae (J) Familia Hesperidae: A. *Thereus pedusa*, B. *Theope publius*, C. *Emesis lucinda*, D. *Eurybia elvina*, E. *Synargis mycone*, F. *Eurybia unxia* (macho), G. *Eurybia unxia* (hembra), H. *Nymphidium ascolia*, I. *Nymphidium mantus*, J. *Paraminus stigma*

2. Curvas de acumulación y rarefacción de especies

Con la finalidad de evaluar el esfuerzo de muestreo realizado, se construyó la curva de acumulación de especies. Se observó que a medida que aumentaba el número de muestreos se adicionaban o colectaban más especies de Lepidoptera. El modelo obtenido se acerca a la asíntota, indicando que el esfuerzo de muestreo realizado es fiable para realizar comparaciones, resultado que se confirmó por medio del coeficiente de determinación $R^2=0.9$, cuyos valores cercanos a uno describen un mejor ajuste de los datos (Figura 19).

La comparación de las curvas de rarefacción destacó que el fragmento de Albrook alcanzó mayor asíntota, lo que asegura una mayor representatividad de las especies. Adicionalmente, en los fragmentos el PNM, Corozal y UP se observa un similar comportamiento en cuanto al número de especies esperadas, alcanzando una ligera asíntota (Figura 20).

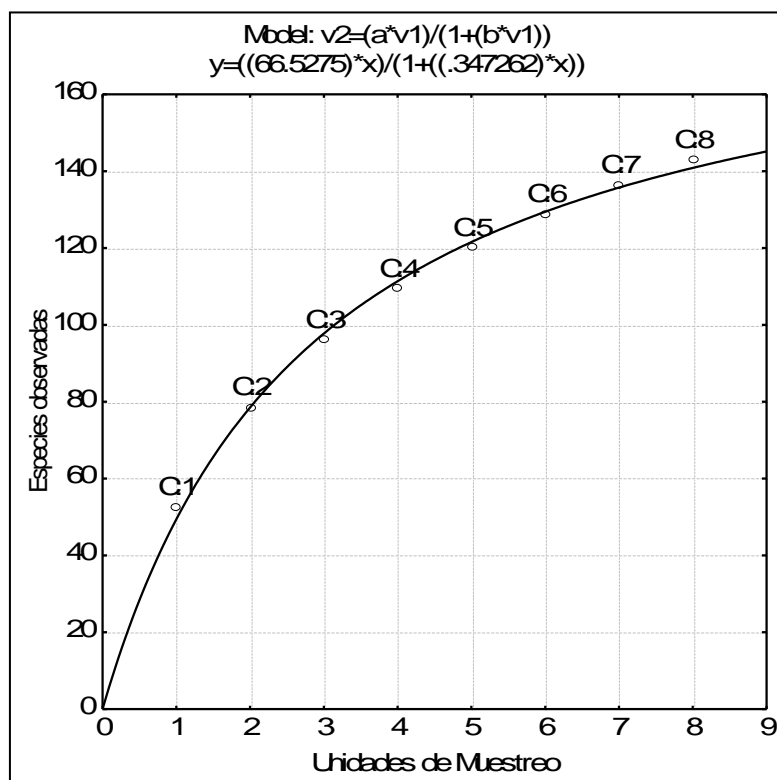


Figura 19. Curva de acumulación de especies de mariposas diurnas (Lepidoptera) en los cuatro fragmentos estudiados (Albrook, Corozal, PNM y UP).

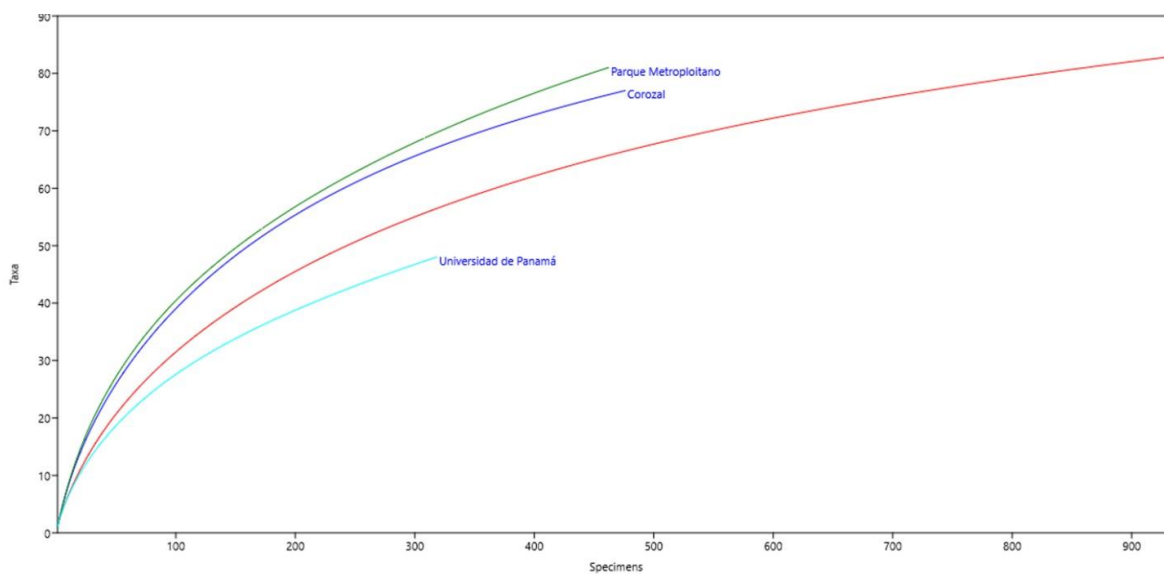


Figura 20. Curvas de rarefacción de las especies de mariposas diurnas (Lepidoptera) encontradas en los cuatro fragmentos estudiados (Albrook, Corozal, PNM y UP).

3. Riqueza y abundancia por fragmento estudiado

El fragmento ubicado en la localidad de Albrook, presentó la mayor riqueza con 82 especies, le siguió el fragmento del PNM con 81 especies, Corozal con 77 especies y la menor riqueza fue presentada en el fragmento localizado en la Universidad de Panamá con 48 especies (Figura 21).

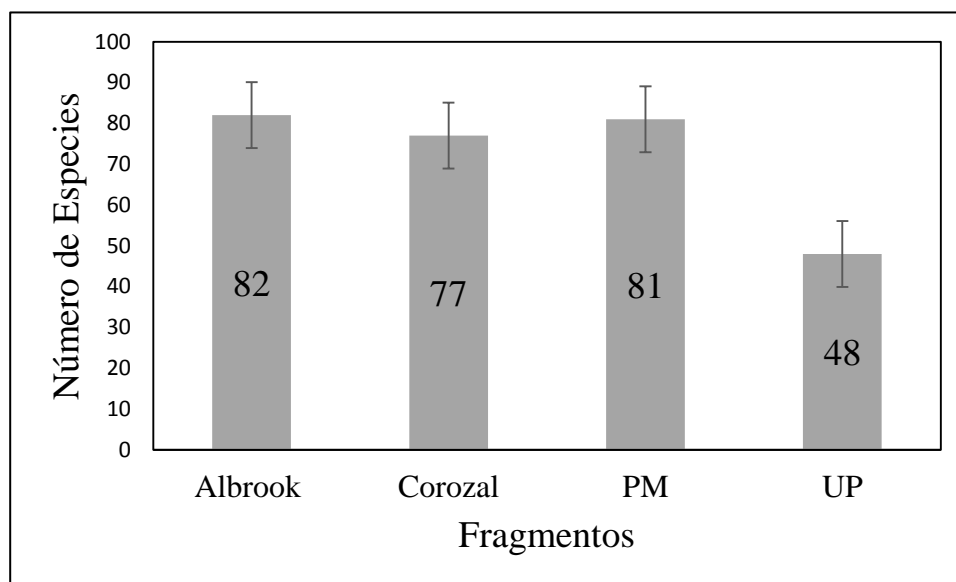


Figura 21. Número de especies reportadas de Lepidoptera en los fragmentos estudiados

La riqueza de especies de mariposas (Lepidoptera) observada fue estadísticamente diferente entre los fragmentos ($H= 8.39$, $gl= 3$, $p=0.039$). En el fragmento ubicado en la localidad de Albrook se registró el mayor número de individuos con un total de 936 que corresponden al 42.7% del muestreo y los fragmentos que registraron menor cantidad de individuos en orden decreciente son: Corozal 476 individuos (21.7%), Parque Metropolitano 462 (21%) y Universidad de Panamá con 318 (14.6%) (Figura 22).

Los resultados descritos se sustentan por medio de la prueba de χ^2 que determinó que existe diferencia significativa entre los fragmentos estudiados. ($X^2= 174.92$, $gl= 3$, $p= 1,1051 \times 10^{-37} < 0.05$).

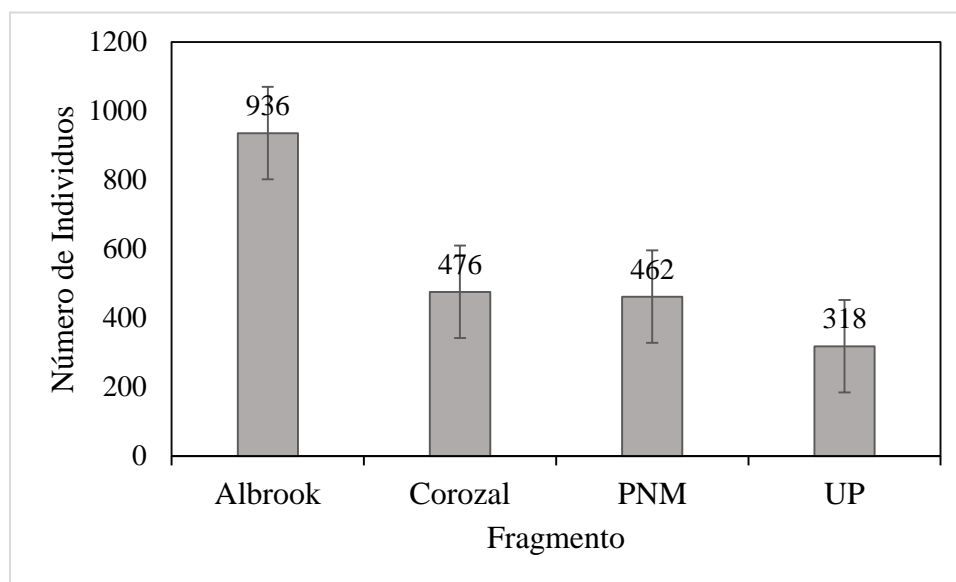


Figura 22. Número de individuos registrados en los fragmentos estudiados

4. Densidad

Con respecto al número de especies por área, se registró la mayor densidad de especies en el fragmento de Albrook (10.15 especies por ha), seguidamente del fragmento de Corozal (9), PNM (8.3) y la menor densidad de especies se registró en el fragmento de la UP (4.6) (Cuadro 3). La prueba estadística realizada indicó que no existe diferencia estadística de la densidad de especies de Lepidoptera entre los fragmentos estudiados ($H= 6.9$, $gl= 3$, $p= 0.074$).

En cuanto al número de individuos por área, los fragmentos con mayor densidad de individuos registrada fueron: Albrook (46.8 individuos por ha), seguidamente de Corozal (23.8) y PNM (23.1), mientras que la menor densidad de individuos se registró en el fragmento de la UP (15.9) (Cuadro 4). A pesar de los resultados presentados, no hubo diferencia estadística en la densidad de individuos de mariposa diurna (Lepidoptera) recolectadas entre los fragmentos ($H= 5.611$, $gl=3$, $p= 0.132$).

Cuadro 3. Densidad de especies de mariposas diurnas (Lepidoptera), en los muestreos realizados en los fragmentos

Muestreo	Albrook	Corozal	PNM	UP	Total
1	5.2	10		3.2	18.4
2	5.6	4	5.6	2.4	17.6
3	9.2	6.4	10.4	2.8	28.8
4	11.6	12.4	9.6		33.6
5	14	12	14.8	10.4	51.2
6	15.2	11.6	15.6	8	50.4
7	8.8	6.8		4	19.6
8	11.6	8.8	10.4	6	36.8
Total	81.2	72	66.4	36.8	256.4

Cuadro 4. Densidad de individuos de mariposa diurna (Lepidoptera) en los muestreos realizados en los fragmentos evaluados

Muestreo	Albrook	Corozal	PNM	UP	Total
1	13.2	20.4		12.8	5.8
2	12	10.4	9.6	7.2	4.9
3	26.4	16.8	25.2	14.4	10.35
4	88.8	27.6	27.2		17.95
5	80.8	32.4	54.4	30	24.7
6	78	42.8	45.6	33.2	24.95
7	41.6	18.72		13.2	9.15
8	33.6	21.6	22.8	16.4	11.8
Total	46.8	23.8	23.1	15.9	109.6

5. Estructura de las comunidades de Lepidoptera (Rhopalocera) en los diferentes fragmentos

5.1 Albrook:

En este fragmento se colectó seis familias, 15 subfamilias, 66 géneros y 82 especies de mariposas diurnas. La familia con mayor número de especies en este fragmento fue Nymphalidae con 38 especies (Cuadro 5), la subfamilia con mayor número de especies fue la Satyrinae con 11 especies y los géneros con mayor número de especies fueron *Urbanus*, *Hamadryas* y *Cissia* con tres especies cada uno (Cuadro 2).

Las familia más abundante fue la Nymphalidae (777 individuos), seguido de la Hesperidae (49 individuos) y las familias menos abundante fueron Riodinidae (24) y Lycaenidae (5 individuos) (Cuadro 6). Los géneros más abundantes son: *Anartia*, *Anthanassa* y *Hermeuptychia*. Las especies más abundantes son: *Anartia jatrophae*, *Anthanassa tulcis* y *Hermeuptychia hermes* (Figura 23). Se reportaron 24 especies colectadas una sola vez y 11 colectadas dos veces (Cuadro 2). Los muestreos realizados entre los meses de julio y septiembre, fueron los más abundantes (Figura 27).

5.2 Corozal:

En este fragmento se colectó seis familias, 15 subfamilias, 60 géneros y 77 especies. La familia con mayor número de especies fue Nymphalidae con 38 especies representadas (Cuadro 5) y la subfamilia con mayor número de especies fue la Satyrinae cuantificando un

total de 12. Los géneros con mayor número de especies fueron: *Urbanus*, *Hamadryas* y *Cissia* con tres especies cada uno.

Las familias con mayor número de individuos encontrados fue Nymphalidae con 299 individuos y Pieridae con 100 individuos, mientras que las familias menos abundantes fue Riodinidae con ocho individuos y Lycaenidae con cinco individuos (Cuadro 6). Los géneros más abundantes son *Anartia*, *Itaballia* y *Tithorea*. Las especies más representadas fue *Itaballia demophile*, *Anartia fatima* y *Tithorea harmonia* (Figura 24). Se registran 24 especies representadas por un solo individuo y 14 por dos individuos (Cuadro 2). El mayor número de individuos reportados se observó entre los meses de julio a octubre (Figura 27).

5.3 Parque Natural Metropolitano:

En este fragmento se colectó seis familias, 15 subfamilias, 63 géneros y 81 especies, siendo Nymphalidae la que presentó mayor riqueza de especies con 40 especies recolectadas (Cuadro 5). La subfamilia con mayor riqueza de especies fue la Satyrinae con 14 especies y los géneros con mayor número de especies fueron: *Cissia* (cuatro especies) y *Urbanus*, *Taygetis* y *Parides* (tres especies).

Las familias con mayor número de individuos fueron: Nymphalidae con 307 individuos y Papilionidae con 70 individuos registrados (Cuadro 6). Los géneros más abundantes son: *Heliconius*, *Parides*, *Archeoprepona* y *Caligo*. Además, *Parides anchises*, *Heliconius erato* y *Caligo telamonius*, fueron las especies más representativas de este lugar (Figura 25). Se reportaron 31 especies con un solo registro y 15 especies con dos registros (Cuadro 2). En los meses de julio a octubre de 2016, se registró la mayor abundancia (Figura 27).

5.4 Universidad de Panamá:

En este frgamento se colectaron seis familias, 14 subfamilias, 42 géneros y 48 especies. Las familias con mayor número de especies fueron Hesperidae y Nymphalidae con 15 especies cada una (Cuadro 5). Las subfamilias con mayor número de especies fueron: Hesperinae y Nymphalinae, ambas con seis especies solamente. El género *Hamadryas* fue el más representado con tres especies.

Con respecto a la abundancia, las familias Nymphalidae (191 individuos) y Pieridae (57 individuos), fueron las más abundantes (Cuadro 6). Los géneros más abundantes son *Anartia*, *Phoebis* y *Anthanassa*. Las especies con mayor representatividad son: *Anartia jatrophae*, *Anthanassa tulcis* y *Phoebis argante* (Figura 26). Se encontraron 21 especies con un solo registro y cinco especies con dos registros (Cuadro 2), destacándose que durante los meses entre junio y septiembre de 2016, se registró la mayor abundancia (Figura 27).

Cuadro 5. Número de especies de Lepidoptera por familia registradas en los fragmentos estudiados

Familia	Albrook	Corozal	PNM	UP
Hesperidae	22	21	20	15
Lycaenidae	2	4	2	2
Nymphalidae	38	37	40	15
Papilionidae	4	3	7	4
Pieridae	6	7	8	8
Riodinidae	10	5	4	4
Total	82	77	81	48

Cuadro 6. Número de individuos de Lepidoptera, distribuidos por familia en los fragmentos evaluados.

Familia	Albrook	Corozal	PNM	UP	Total
Hesperiidae	49	49	38	32	168
Lycaenidae	5	5	3	6	19
Nymphalidae	777	299	307	191	1574
Papilionidae	37	15	70	12	134
Pieridae	44	100	39	57	240
Riodinidae	24	8	5	20	57
Total general	936	476	462	318	2192

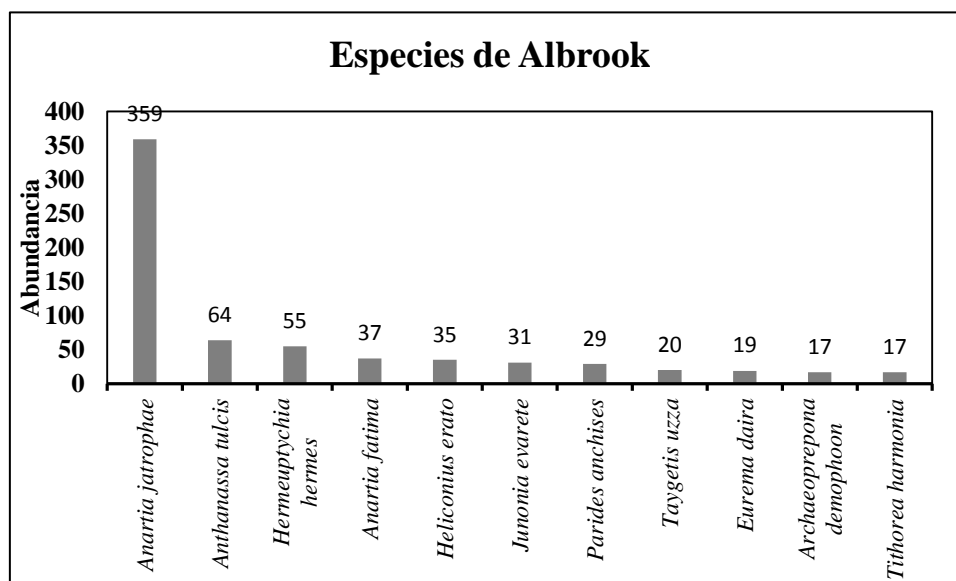


Figura 23. Especies de mariposas diurnas (Lepidoptera) con mayor abundancia en el fragmento ubicado en Albrook, Panamá.

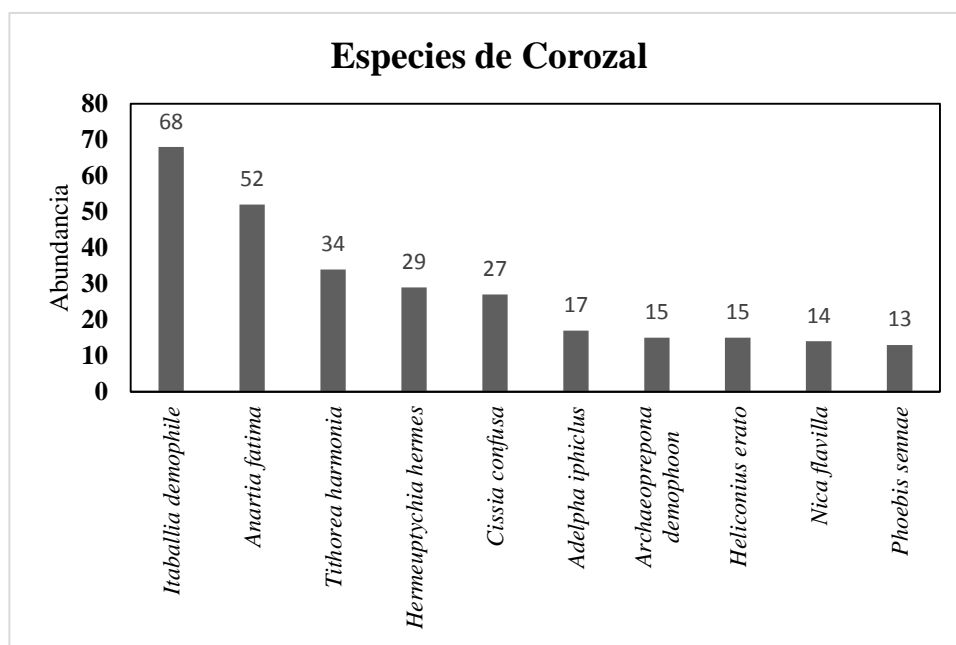


Figura 24. Especies de mariposa diurna (Lepidoptera) con mayor abundancia en el fragmento ubicado en Corozal, Panamá.

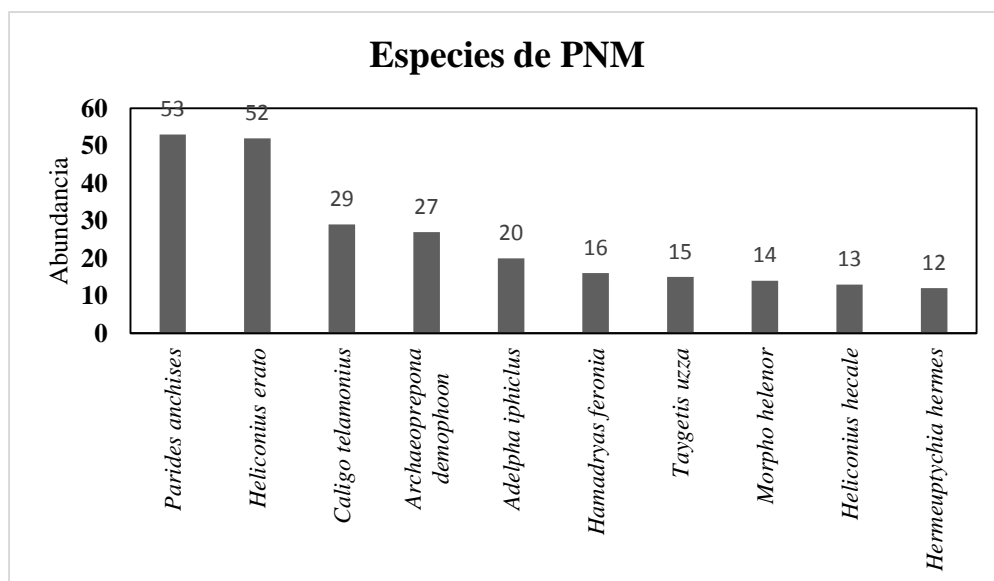


Figura 25. Especies de mariposa diurna (Lepidoptera) con mayor abundancia en el fragmento ubicado en PNM, Panamá

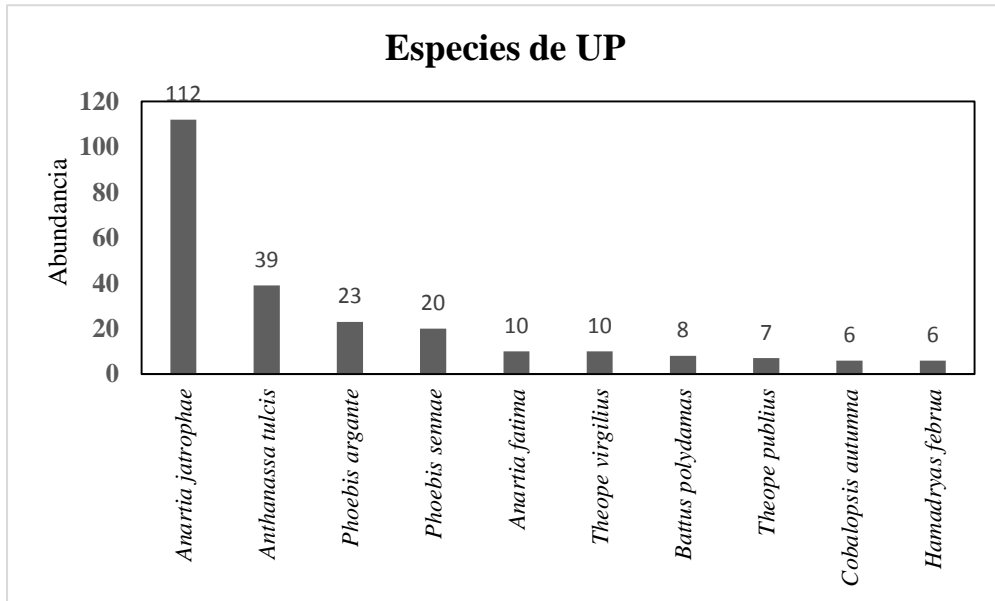


Figura 26. Especies de mariposa diurna (Lepidoptera) con mayor abundancia en el fragmento ubicado en UP, Panamá.

6. Estacionalidad de los individuos de mariposas diurnas (Lepidoptera) en los muestreos realizados en los fragmentos estudiados

La mayor abundancia de mariposas diurnas (Lepidoptera) reportadas se observó a finales del mes de junio hasta inicios de octubre de 2016 (Figura 13).

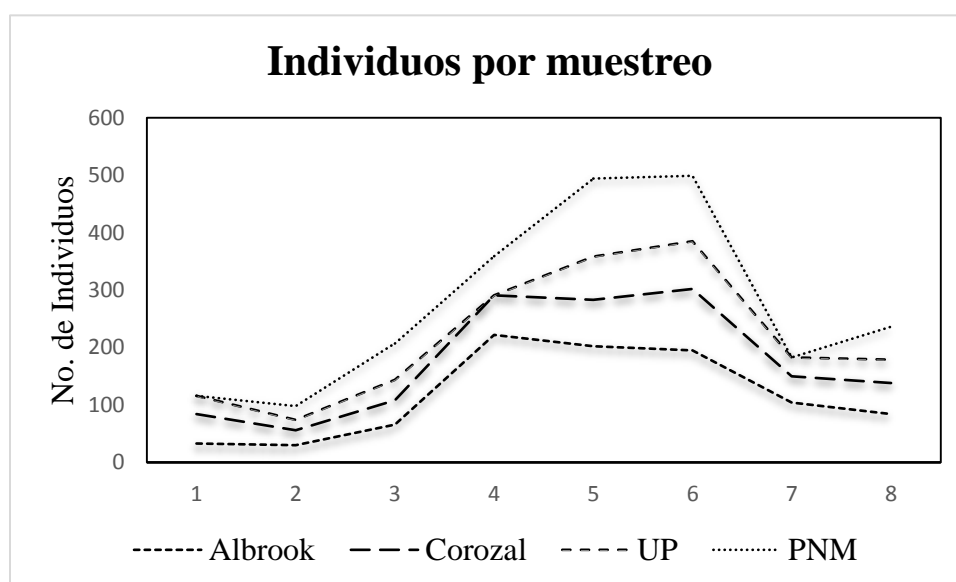


Figura 27. Número de individuos de mariposas diurnas (Lepidoptera) reportados en los muestreos de los fragmentos estudiados. Los muestreos del 1 al 8 corresponden a los siguientes meses visitados: **1:** marzo – abril, **2:** abril – mayo, **3:** mayo – junio, **4:** junio – julio, **5:** agosto – septiembre, **6:** septiembre – octubre, **7:** octubre – noviembre, **8:** diciembre – enero.

7. Diversidad alfa (α)

7.1 Índices de Riqueza de especies:

Los valores obtenidos de riqueza de especies, mediante el cálculo de los índices de Margalef y Alfa de Fisher indicaron la mayor diversidad en el fragmento del PNM, seguido del de Corozal, Albroom y una menor diversidad en el fragmento de la Universidad de Panamá (Cuadro 7).

7.2 Índices de Dominancia:

Los índices de dominancia de Simpson y Berger - Parker calculados, indicaron mayor dominancia en el fragmento de Albroom y en el de la Universidad de Panamá, y una menor dominancia para el fragmento del PNM y el de Corozal respectivamente (Cuadro 7).

7.3 Índices de Equidad:

Los valores calculados de los índices de Shannon (H) y Brillouin, para los fragmentos del Parque Natural Metropolitano y el de Corozal observaron mayor equidad entre estas localidades, mientras que los fragmentos de la Universidad de Panamá y el de Albroom presentaron la menor equidad (Cuadro 7).

Cuadro 7. Índices de diversidad α de mariposas diurnas (Lepidoptera) calculados en los fragmentos estudiados.

	Albrook	Corozal	PNM	UP
No. de Especies	82	77	81	48
No. De Individuos	936	476	462	318
Margalef	11.84	12.33	13.04	8.157
Fisher_alpha	21.63	26.01	28.45	15.71
Simpson_D	0.1636	0.05309	0.04515	0.1545
Berger-Parker	0.3835	0.1429	0.1147	0.3522
Shannon_H	2.913	3.541	3.643	2.7
Brillouin	2.777	3.305	3.393	2.495

8. Diversidad Beta (β)

8.1 Índice de diversidad beta (β):

Según el índice de Whitaker existe un valor mayor de recambio en la composición de especies entre el fragmento de la Universidad de Panamá y los fragmentos de Corozal, PNM y Albrook respectivamente (48 – 58 % aproximadamente) (Cuadro 8).

Cuadro 8. Índice de diversidad beta de Whitaker para los cuatro fragmentos

Beta diversidad	Whitaker			
Fragmento	Albrook	Corozal	PNM	UP
Albrook		0.4125	0.40244	0.48092
Corozal			0.39241	0.584
PNM				0.5814
UP				

8.2 Índice de similitud:

Los valores del coeficiente de similitud de Jacard, demostró que los fragmentos de PNM y Corozal, comparten la mayor cantidad de especies (44 % de especies aproximadamente), y en menor grado el fragmento de Albrook también comparte especies con el del PNM (42%). El fragmento con menor cantidad de especies compartidas es el de la Universidad de Panamá con 26 % en relación al PNM y Corozal. Sin embargo, este último presentó un valor mayor de especies compartidas (35 %), en relación al fragmento de Albrook (Cuadro 9).

Cuadro 9. Índice de similitud de Jacard para los fragmentos estudiados

Beta diversidad Jacard					
Fragmento	Albrook	Corozal	PNM	UP	
Albrook	1	0.415929	0.42608696	0.35051546	
Corozal		1	0.43636364	0.26262626	
PNM			1	0.26470588	
UP				1	

La representación en el dendrograma de similitud (Bray – Curtis) demostró que existe una similitud en la composición de especies de Lepidoptera mayor (43 % aproximadamente) entre los fragmentos de PNM y Corozal. Los fragmentos de la Universidad de Panamá y el de Albrook presentan una composición de especies menos similar al formar dos ramas más alejadas (36% aproximadamente) (Figura 28).

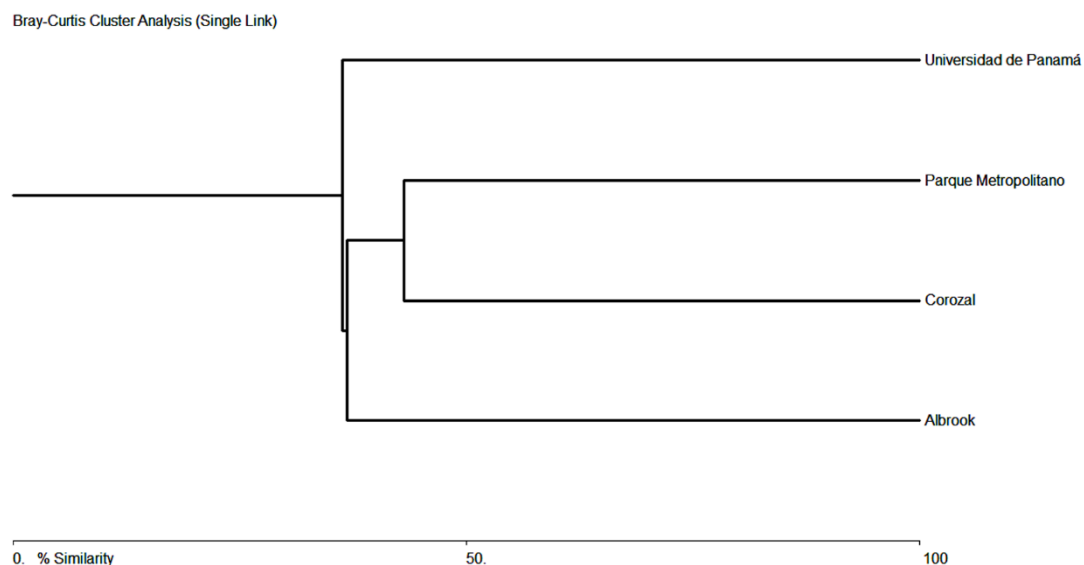


Figura 28. Dendrograma de Similitud (Bray – Curtis) de la presencia o ausencia de especies de mariposas diurnas (Lepidoptera) en los fragmentos de estudio.

8.3 Índice de Similitud Múltiple (Diserud y Odegaard)

Se estimó que entre los fragmentos estudiados existe una similitud en la composición de especies de 0.6735 (67%) y se comprobó que el fragmento que aportó el porcentaje (%) de diferencia es el fragmento ubicado en la UP, ya que al comparar solamente los otros tres fragmentos aumentó el valor de similitud a 0.9714 (97%).

8.4 Asociación entre las especies de mariposas y los fragmentos de bosque

En el análisis de Correspondencia Simple se indicó que existe una dependencia entre las especies y los fragmentos estudiados ($X^2= 481.4$, $gl= 432$, $p= 0.0001$). Además se evidenció en la figura 20, que se forman cuatro grupos de especies que están más asociadas a los fragmentos. Sin embargo, el fragmento de Albrook comparte especies con el de la Universidad de Panamá.

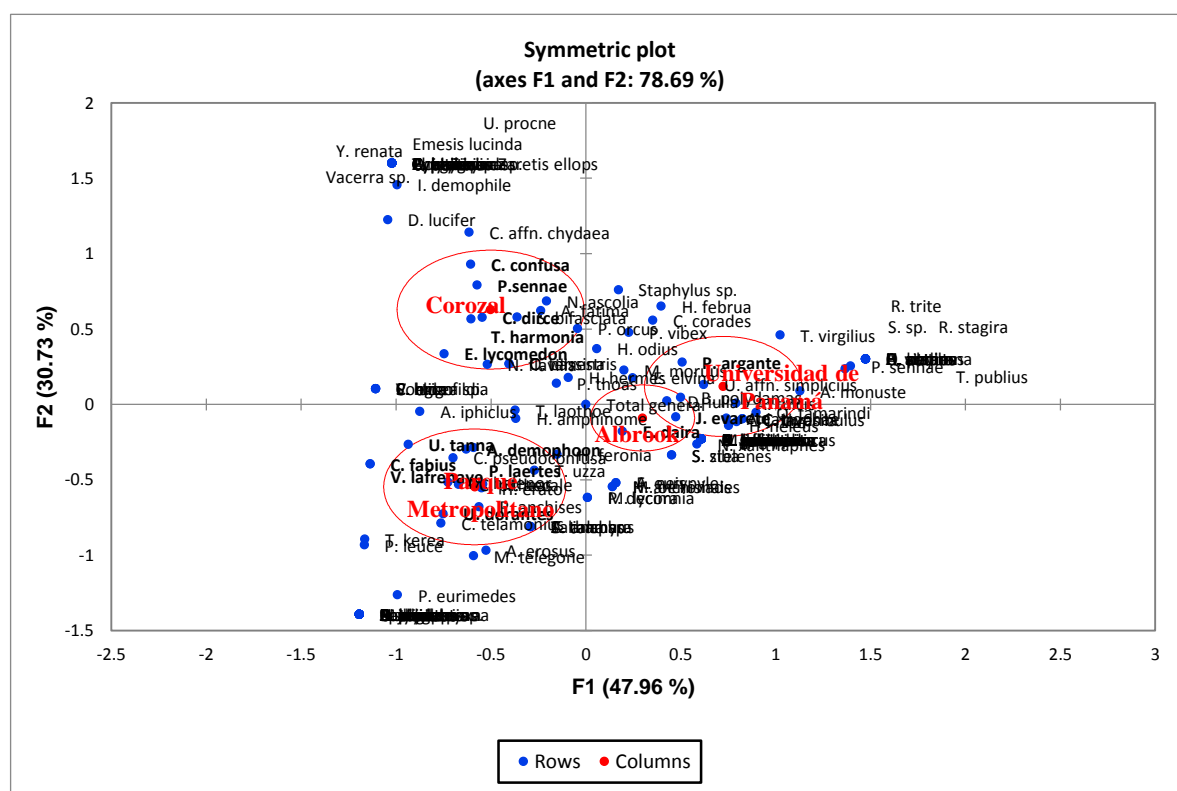


Figura 29. Análisis de Correspondencia Simple (CA) para la composición de especies entre los fragmentos

8.5 Factores ambientales que influyen en la riqueza y abundancia de mariposas diurnas (Lepidoptera) en los fragmentos de vegetación, ciudad de Panamá.

El Análisis de Co-Inercia indica que las variables que explican mejor la abundancia de las familias de mariposas diurnas (Lepidoptera) en los fragmentos estudiados, son la riqueza de angiospermas y la temperatura (Figura 30). El análisis resuelve el 99.06% de la inercia con los dos primeros factores (figura 31).

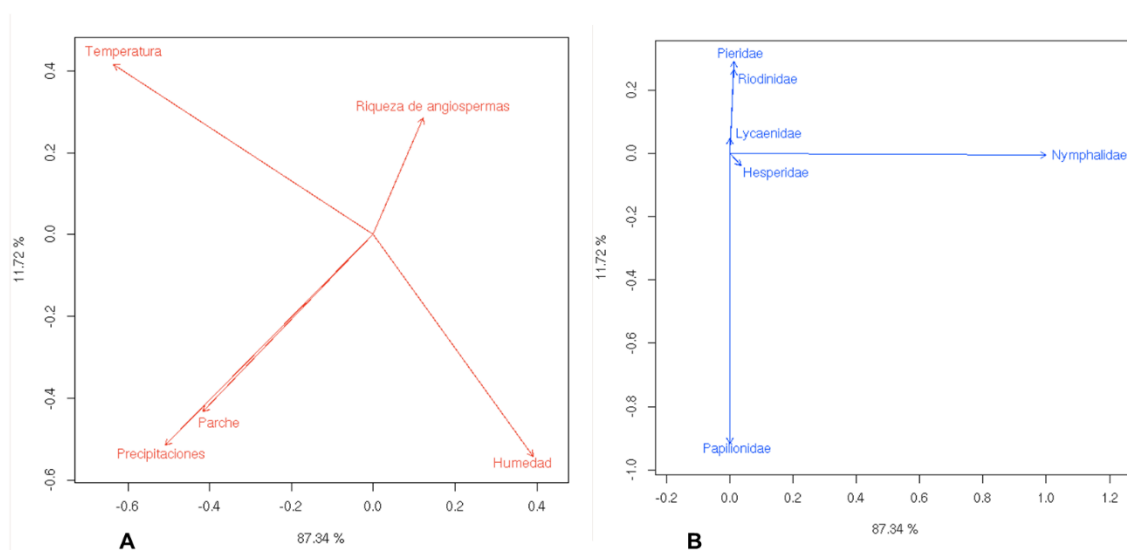


Figura 30. Análisis de Co-inercia: A. Variables ambientales B. Familias de mariposas diurnas

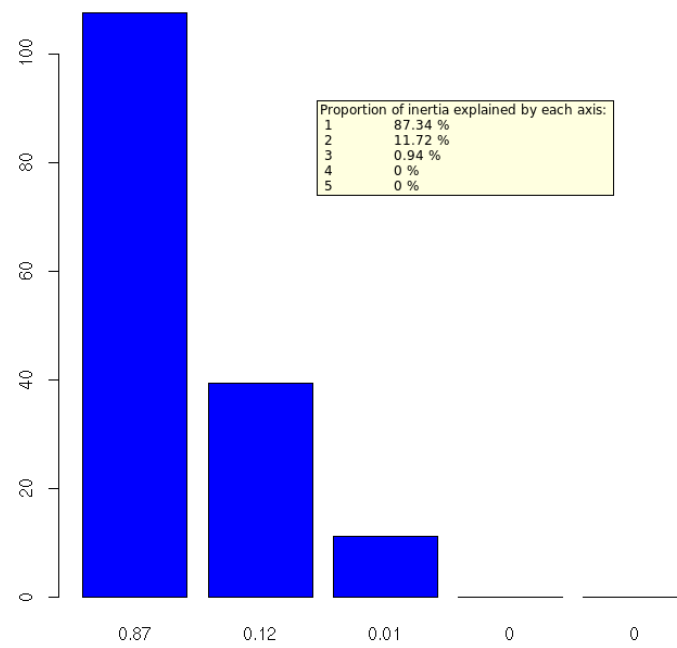


Figura 31. Inercia explicada por cada factor en el análisis de Co-inercia

V. DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio sobre el efecto de la fragmentación en la estructura de las comunidades de mariposas diurnas (Lepidoptera) en fragmentos de bosques próximos a las zonas urbanas de la ciudad de Panamá, indicó que la riqueza de especies de mariposas fue estadísticamente diferente entre los fragmentos estudiados (Albrook, Corozal, PNM y UP). El fragmento donde se ubica la Universidad de Panamá, con menor área y mayor grado de perturbación antrópica, presentó la menor riqueza de especies en comparación con los demás fragmentos. Leidner *et al.*, 2010, mencionan que las comunidades de mariposas (Lepidoptera) en bosques tropicales fragmentados son más variables que en bosques intactos, pues esta variabilidad puede estar asociada a los cambios en la composición de la comunidad de mariposas específicamente en menores proporciones de especies de sombra (sotobosque) y mayores proporciones de especies de borde.

Los resultados también indican que la abundancia, además de la riqueza de especies fue significativamente diferente entre los fragmentos estudiados, resultando el fragmento de Albrook donde se recolectó mayor número de individuos. Este fragmento presenta una vegetación bastante heterogénea, compuesta por pastizales abiertos, rastrojos, vegetación de bordes y bosques secundarios, por lo que puede favorecer la presencia de estos organismos al ofrecer mayor número de hábitats. Los cambios en la abundancia de mariposas pueden estar asociados a la disponibilidad de recursos (Yamamoto *et al.*, 2007). Por lo que, es fundamental el estudio del paisaje circundante de los fragmentos o el entorno inmediato al fragmento (Ribeiro *et al.*, 2012), ya que parece tener un efecto diferente de acuerdo al grupo de especies y a su especialización con el hábitat. Krauss *et al.* (2003), encontraron que especies de mariposas generalistas, incrementaron con la diversidad del paisaje.

La diversidad alfa fue mayor en el fragmento del Parque Natural Metropolitano que es un sitio más conservado con respecto a los demás fragmentos, sin embargo, Corozal que es un fragmento de menor tamaño pero cercano le siguió en diversidad. Esto refleja la importancia de mantener bosques continuos próximos a otros remanentes, pues pequeños remanentes adyacentes a bosques han permitido conservar la riqueza y abundancia de especies de mariposas (Horner-Devine, 2003). De los cuatro fragmentos estudiados los del PNM y Corozal reciben menos intervención antrópica, el primero por ser un área protegida y el segundo porque ha sido utilizada solamente para el desarrollo de actividades de reclutamiento de personal para el estamento de seguridad del estado (SPI). Diamond (1975), concluyó que, en un sistema de reservas rodeado por hábitats alterados, fragmentos más grandes y fragmentos ubicados cerca de otras reservas pueden contener más especies.

Blair y Launer (1997), señalan que la riqueza de especies y la diversidad de mariposas son mayores en sitios moderadamente perturbados, mientras que la abundancia disminuye de las áreas naturales a las urbanas. Además, que las especies de mariposas son las más representativas de la fauna de mariposa original y desaparecen progresivamente a medida que los sitios se vuelven más urbanos (relacionado a la estructura del hábitat).

En este estudio, el tamaño del fragmento no explicó la abundancia de la mayoría de especies de mariposas diurnas (todas las familias). Resultados similares fueron encontrados por Lizzé *et al.* (2012), en el que el área no tuvo influencia significativa ni en la riqueza ni la abundancia de las comunidades de mariposas urbanas, pero sí las configuraciones de la matriz y el aislamiento. Summerville y Crist (2003), encontraron que las larvas de mariposas nocturnas que se alimentaban de plantas leñosas disminuyeron con el área del parche, mientras que las especies con alimentación herbácea aumentaron en parches pequeños y que

la variación florística tenía un papel más importante en la determinación de las comunidades. En un estudio realizado en fragmentos de bosques urbanos de Brasil (Brown y Freitas, 2002) demostraron que más que el área del fragmento, lo que influye la diversidad de especies de mariposas son la conectividad, la vegetación, el agua permanente, las flores y el impacto humano.

Al analizar la similitud entre pares de fragmentos se obtuvo un porcentaje de similitud mayor (44 %) en la composición de especies entre los fragmentos del PNM y de Corozal, lo que indicó que estos sitios comparten mayor cantidad de especies. De manera similar, Ramos (2000), encontró que la fauna de mariposas era más similar en áreas boscosas que en áreas perturbadas en zonas donde el paisaje natural ha sido modificado por las actividades humanas al este del Amazona. Por su parte, el fragmento de Albrook y el de la Universidad de Panamá comparten en menor porcentaje especies (35 %), estos son áreas en donde la perturbación antrópica es mayor, según Brown y Hutchings (1997), cuando ocurre una perturbación en fragmentos pequeños, primero las mariposas más grandes, más especializadas o más amantes de la sombra declinan, pero las especies amantes del sol y de borde colonizan el área y compensan estas disminuciones.

En el fragmento de Albrook los géneros más abundantes son: *Anartia*, *Anthanassa* y *Hermeuptychia* y las especies más abundantes son: *Anartia jatrophae*, *Anthanassa tulcis* y *Hermeuptychia hermes*. El fragmento donde se ubica la UP presentó de forma similar las especies *Anartia jatrophae*, *Anthanassa tulcis* como las más abundantes. Andrade (2002), señala que la introducción de especies de plantas secundarias y de ornato en áreas urbanas y suburbanas han favorecido a *Anartia jatrophae*, que es típica de estas zonas. De igual manera, *Hermeuptychia hermes* ha sido encontrada comúnmente en áreas de rastrojo (Gaviria y

Henao, 2014) y en áreas abiertas (Ramos, 2000). Por consiguiente, el fragmento de bosque de Albrook que aún conserva bosques secundarios podría ser el más vulnerable si continúa el avance de las urbanizaciones locales.

Por el contrario, los fragmentos del PNM y de Corozal observaron comunidades de mariposas diurnas asociadas a sitios más conservados. Para ambos sitios la subfamilia con mayor riqueza de especies fue la Satyrinae. Uehara-Prado (2007), encontraron a la subfamilia Satyrinae (con el género *Taygetis*) relacionada con fragmentos de bosques de reservas. Sin embargo, el fragmento del PNM sigue siendo el área más conservada ya que presentó géneros indicadores tanto de bosque secundario (*Heliconius*) como de bosque primario (*Archeoprepona*) (Andrade, 1998).

Según el análisis de similaridad múltiple, los fragmentos del PNM, Corozal y Albrook son muy similares en la composición de especies de mariposas, mientras que el fragmento de la UP, que es el más perturbado presentó la mayor diferencia. De igual manera, Ramos (2000) en fragmentos de bosque del Este del Amazona, observó que la composición de especies de Nymphalidae se relacionó con la estructura de la vegetación, además en las áreas boscosas la diversidad de mariposas fue mayor y más similar que en áreas perturbadas. Leidner *et al.* (2010), al evaluar el efecto de la fragmentación en los cambios de la riqueza de especies y la composición de la comunidad de mariposas a través del tiempo, observaron que la riqueza no difirió entre bosques fragmentados y bosques intactos. Sin embargo, espacial y temporalmente si se observó una variación de la riqueza de especies que fue significativamente mayor en los bosques fragmentados y se asoció con cambios en la composición de la comunidad de mariposas, específicamente menores proporciones de especies de sombra del sotobosque y mayores proporciones de especies de borde.

Las familias con mayor número de especies registradas en nuestro estudio coincidieron con las presentadas en el listado de mariposas para el Neotrópico por Lamas (2000), que son en orden descendente Nymphalidae, Hesperidae y Riodinidae. La familia Nymphalidae fue la más representativa tanto en número de especies como en número de individuos de todo el estudio. DeVries (1987), señala que esta familia posee las más diversas relaciones con plantas hospederas y la mayor diversidad de formas larvales que cualquier otra familia de mariposas. Estudios realizados en Colombia en diferentes gradientes altitudinales (Camero y Anderson, 2007) y en diferentes estados sucesionales (Gaviria y Henao, 2014) reportaron a la familia Nymphalidae con la mayor cantidad de especies. Además, la familia Nymphalidae presenta distintos gremios alimenticios, desde especies que se alimentan de néctar de flores hasta especies que se alimentan de frutas o jugo de frutas podridas y savia de plantas (DeVries *et al.*, 1999).

Los resultados de este estudio favorece la hipótesis propuesta de que la riqueza y la abundancia de mariposas están determinadas por la riqueza de plantas angiospermas. En primer lugar, el análisis de correspondencia simple indicó que existen especies que están muy asociadas con cada uno de los fragmentos estudiados. Esto puede deberse a que esas especies, encuentran alimento tanto para sus larvas como para los adultos. Aquellas especies que comparten los fragmentos de Albroom y el de la UP podrían indicar que en ambos sitios encuentran sus plantas nutricias. Gaviria y Henao (2014), reportaron resultados similares en bosques fragmentados con diferentes estados sucesionales de Colombia. Observando especies de mariposas únicas en bosques secundarios y de rastrojo, dependiendo del gremio alimenticio.

En segundo lugar, el análisis de Co-Inercia indicó que la riqueza de angiospermas de los fragmentos estudiados, así como la temperatura ambiental, explican la abundancia de mariposas de este estudio. Ramos (2000), también observó que la composición de mariposas está relacionada con la estructura de la vegetación específicamente con el número de morfoespecies de árboles. Uehara-Prado (2007), observó en sus análisis de distintos fragmentos de bosques, que se agruparon de acuerdo a la afinidad faunística del taxón con el sitio, mostrando así dos grupos de acuerdo a la distribución de especies: uno de los fragmentos de reservas grandes y otro de paisajes fragmentados.

En materia de conservación, patrones de similaridad entre fragmentos cercanos como los obtenidos en este estudio podrían ser de gran importancia, ya que podrían ofrecer refugio o disponibilidad de hábitat a las especies de mariposas, como por ejemplo las polípagas (Tscharntke *et al.*, 2002). Wood y Pullin (2002), señalan que las especies de mariposas se ven más limitadas por la disponibilidad de hábitat adecuado que por su capacidad para moverse en los parches. Esto sugiere, que fragmentos como el de Albrook y el de Corozal podrían ofrecer hábitat y recursos disponibles para la persistencia de las comunidades de mariposas diurnas de la ciudad de Panamá. Además, el fragmento donde se ubica la UP por poseer una pequeña cobertura de árboles dispersos podría servir como piedra de paso (Herrera, 2011) para la alimentación y movilización de algunas mariposas nectarívoras de un lado a otro. Harvey y Sáenz (2008), mencionan que la cobertura arbórea heterogénea de fragmentos pequeños de bosque dispersos por el deterioro de la actividad humana parece tener algún valor para la conservación de animales y plantas y proveer recursos, hábitat y sitios de forraje. De allí, la importancia de que los estudios en fragmentos de bosques tomen en cuenta no solo el paisaje regional en conjunto, sino el entorno inmediato del fragmento

(Ribeiro *et al.*, (2012). Pues, estos podrían proporcionar hábitats para algunos grupos de especies o favorecer su dispersión (Angold *et al.*, 2006).

La teoría que parece explicar mejor las comunidades de mariposas diurnas de los fragmentos estudiados es la de Metapoblaciones tipo fuente-sumidero (Pulliam, 1988), que supone que los individuos de la misma especie ocupan parches de hábitat de diferente calidad, que interconectadas entre sí son generalmente más resistentes a las presiones (Dias, 1996). Por lo tanto, el PNM puede ser la fuente en donde las especies de mariposas se reproducen y los demás fragmentos serían los sumideros que pueden ofrecerles diferentes recursos. Según Brown y Hutchings (1997), para las mariposas el mundo es un mosaico de parches de luz, calor, compuestos químicos y comida y su presencia depende de la combinación de estos y otros factores.

VI. CONCLUSION

- Los fragmentos de bosques urbanos estudiados albergan una composición de mariposas diurnas (Lepidoptera) distinta, tanto en riqueza como en abundancias, independientemente del tamaño de los fragmentos.
- La abundancia de mariposas diurnas (Lepidoptera) puede ser explicada, por la riqueza de especies de angiospermas asociadas a los fragmentos estudiados.
- Los fragmentos de bosque más conservados PNM, Corozal y Albrook son semejantes en la composición de especies de mariposas diurnas. Esta similitud puede tener un efecto positivo ante el avance de las perturbaciones antrópicas, pues podría servir de refugio o mantener poblaciones, como lo sugiere la teoría de las metapoblaciones.
- El fragmento donde se ubica la UP, presenta una pequeña cobertura de árboles dispersos, que podría servir como piedra de paso para la alimentación y dispersión de algunas especies de Lepidoptera.
- Predecir el cambio de las especies de Lepidoptera en fragmentos de bosques, requiere de un periodo más prolongado de tiempo al propuesto en este estudio. Sin embargo, conocer la composición de especies de Lepidoptera a nivel local y regional puede promover el fortalecimiento de regulaciones, para la conservación de dichas especies, facilitando sus interacciones bióticas y abióticas.

VII. RECOMENDACIONES

- Realizar estudios de las comunidades de mariposas diurnas (Lepidoptera) considerando las fases de larva e adulto, con miras a conocer aspectos reproductivos y nutricionales.
- Separar por gremios alimenticios las mariposas diurnas (Lepidoptera) con el objetivo de conocer el nicho ecológico en los diferentes fragmentos.
- Realizar inventarios periódicos para comprobar el cambio real de las poblaciones de mariposas (Lepidoptera) en los fragmentos producto de la fragmentación.
- Incorporar estudios genéticos con el objetivo de determinar la diversidad genética de las especies asociadas a espacios urbanos afectadas por el aislamiento de las comunidades fragmentadas.
- Estudiar la dispersión de especies de Lepidoptera, para evaluar el impacto real de la fragmentación de hábitat, especialmente en especies indicadoras del grado de conservación.
- Promover la dispersión de mariposas (Lepidoptera) por medio de programas que apoyen la reforestación de especies nativas en áreas próximas a las reservas o sitios conservados.
- Incentivar la conservación de fragmentos aledaños a las reservas o fragmentos continuos, que permitan la persistencia de comunidades, tanto de plantas como de animales, específicamente de especies de Lepidoptera.

VIII LITERATURA CITADA

- Aiello, A. (1992) “Nocturnal Butterflies in Panama, Hedyliidae (Lepidoptera: Rhopalocera)”. *Insects of Panama and Mesoamerica*, pp. 549–553.
- Aiello, A., Rodriguez, V., Osmar, V. y Greece, O. (2005) “Moths and butterflies (Lepidoptera) from Bahía Honda and Canales de Tierra Island (Veraguas, Panama)”. *Consejo Superior de Investigaciones Científicas*, pp. 494–570.
- Andrade, G. (1998) “Utilización de las mariposas como bioindicadoras del tipo de hábitat y su biodiversidad en Colombia”, *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 22(84), pp. 407-421.
- Andrade-C, G. (1990) “Clave para las familias y subfamilias de Lepidoptera: Rhopalocera de Colombia”, *Caldasia*, pp. 197-200.
- Andrade-C, M. G. (2002) “Biodiversidad de las mariposas (Lepidoptera: Rhopalocera) de Colombia”. Sociedad Entomológica Aragonesa, pp. 153-172
- Angold, P. G., Sadler, J. P., Hill, M. O., Pullin, A., Rushton, S., Austin, K. y Thompson, K. (2006) “Biodiversity in urban habitat patches”, *Science of the Total environment*, 360(1-3), pp. 196-204.
- Apaza Ticona, M. A., (2005). Evaluación del grado de amenaza al hábitat a través de bioindicadores (Lepidóptera) en dos comunidades dentro del área de influencia del PN ANMI MADIDI. Tesis de Ingeniería Agronómica, Universidad Mayor de San Andrés, Facultad de Agronomía. La Paz, Bolivia. 123 p.
- Autoridad Nacional del Ambiente (2010). Atlas Ambiental de la República de Panamá. *Ciudad de Panamá: Editora Novo Art*.
- Basset, Y., Barrios, H., Segar, S., Srygley, R., Aiello, A., Warrens, A., Delgado, F., Coronado, J., Lezcano, J., Arizala, S., Rivera, M., Pérez, F., Bobadilla, R., López, Y. y Ramírez, J. (2015) “The Butterflies of Barro Colorado Island, Panama: Local

- Extinction since the 1930s”, *PLOS ONE*, 10 (8), e0136623.
<http://doi:10.1371/journal.pone.0136623>.
- Basset, Y., Novotny, V., Miller, S. E., y Springate, N. D. (1998) “Assessing the impact of forest disturbance on tropical invertebrates: some comments”, *Journal of Applied Ecology*, 35(3), pp. 461-466.
- Benítez-Malvido, J., Dáttilo, W., Martínez-Falcón, A. P., Durán-Barrón, C., Valenzuela, J., López, S., y Lombera, R. (2016) “The multiple impacts of tropical forest fragmentation on arthropod biodiversity and on their patterns of interactions with host plants”, *PloS one*, 11(1), e0146461.
- Bennett, A. F. (2003). “Linkages in the landscape: the role of linkages and connectivity in wildlife conservation”, *IUCN, Gland*.
- Bennett, A. F., y Saunders, D. A. (2010). “Habitat fragmentation and landscape change”, *Conservation biology for all*, 93, pp. 1544-1550.
- BIOLÓGICA, S. L. D. (1992). Convenio sobre la diversidad biológica. *Texto y Anexos*.
- Blair, R. B., y Launer, A. E. (1997) “Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient”. *Biological conservation*, 80(1), pp. 113-125.
- Bonebrake, T.C., Ponisio, L.C., Boggs, C.L. y Ehrlich, P.R. (2010) “More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation”, *Biological Conservation*, 143, pp. 1831–1841.
- Brown, J. H., y Kodric-Brown, A. (1977) “Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology*”, 58(2), pp. 445-449.
- Brown, K. S. (1997) “Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring”, *Journal of Insect conservation*, 1(1), pp. 25-42.
- Brown, K. S., y Freitas, A. V. L. (2002) “Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: structure, instability, environmental correlates, and conservation”, *Journal of Insect Conservation*, 6(4), pp. 217-231.

- Brown, K. S., y Hutchings, R. W. (1997) "Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies", *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, University of Chicago Press, Chicago, 632 p.
- Caldas, A. y Robbins, R. K. (2003) "Modified Pollard transects for assessing tropical butterfly abundance and diversity", *Biological Conservation*, 110(2), pp. 211-219.
- Camero, É., y Calderón, A. M. (2007). "Comunidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) en un gradiente altitudinal del Cañón del río Combeima-Tolima, Colombia", *Acta Biológica Colombiana*, 12(2), pp. 95-109.
- Campos, E., Moreno, J., y Mendieta J. (2017) "Análisis florístico de la vegetación arbórea de una parcela de bosque en el Parque Natural Metropolitano, Provincia de Panamá" *Scientia*, 27(1), pp. 7-24.
- Chacon, I., y Montero, J. (2007). *Mariposas de Costa Rica*. INBIO, MINAE, BM, GEF. 366 p.
- Collinge, S. K., Prudic, K. L., y Oliver, J. C. (2003) "Effects of local habitat characteristics and landscape context on grassland butterfly diversity", *Conservation biology*, 17(1), pp. 178-187.
- DeVries, P. J., Walla, T. R., y Greeney, H. F. (1999). "Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. *Biological Journal of the Linnean Society*", 68(3), pp. 333-353.
- DeVries, P.J. (1987) *The Butterflies of Costa Rica and Their Natural History, Volume I Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae*, Princeton University Press.
- DeVries, P.J. (1997) *The Butterflies of Costa Rica and Their Natural History, Volume II Riodinidae*, Princeton University Press.
- Diamond, J. M. (1975) "The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves", *Biological conservation*, 7(2), pp. 129-146.

- Dias, P. C. (1996) "Sources and sinks in population biology", *Trends in Ecology & Evolution*, 11(8), pp. 326-330.
- Diserud, O. H., y Ødegaard, F. (2007) "A multiple-site similarity measure", *Biology letters*, 3(1), pp. 20-22.
- Dray, S., Chessel, D., y Thioulouse, J. (2003). "Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables", *Ecology*, 84(11), pp. 3078-3089.
- Forman, T. T., Godron, M. (1986) "*Landscape Ecology*" Nueva York: JhonWiley and Sons 619 pp.
- Garwood, K. y Lehman, R. (2013) *Butterflies of Central America, Volumen 3, Hesperidae*. USA.
- Gaviria-Ortiz, F. G., y Henao, E. R. (2014). "Diversidad de mariposas diurnas (Hesperioidea-Papilionoidea) en tres estados sucesionales de un bosque húmedo premontano bajo, Tulua, Valle del Cauca", *Revista de la Facultad de Ciencias*, 3(2), pp. 49-80.
- Gómez de Aizpúrua, C., González Granados, J. y Viejo-Montesinos, J. L. (2002) "Mariposas y sus biotopos". *Reserva Natural El Regajal-mar de Ontígola, Lepidoptera*, I memoria.
- Guariguata, M. R. K., Kandler, G. H., Guariguata, M. M., y Manuel, R. (2002) *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (No. 574.52642 E25).
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D. y Cook, W. M. (2015) "Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems", *Science Advances*, 1(2), e1500052.
- Hanski, I. (1997) "Metapopulation dynamics: from concepts and observations to predictive models", In *Metapopulation biology*, pp. 69-91.
- Hanski, I. (2005) "Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response: The longterm consequences of our use of natural resources may be surprising and unpleasant", *EMBO reports*, 6(5), pp. 388-392.
- Hanski, I. (2009) "The theories of island biogeography and metapopulation dynamics", *The theory of island biogeography revisited*, pp. 186-213.

- Harris, L. D. (1984) "The fragmented forest", *Island Biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. The University Chicago Press. Chicago. pp. 211
- Harvey, C. A., y Sáenz, J. C. (2008). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Editorial INBio.
- Heikkilä, M., Kaila, L., Mutanen, M., Peña, C., y Wahlberg, N. (2012) "Cretaceous origin and repeated tertiary diversification of the redefined butterflies", *Proceedings of the Royal Society. B*, 279(1731), pp. 1093-1099.
- Herrera, J. M. (2011) "El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación". *Revista Ecosistemas*, 20(2-3).
- Hill, J. K., Hughes, C. L., Dytham, C., y Searle, J. B. (2006) "Genetic diversity in butterflies: interactive effects of habitat fragmentation and climate-driven range expansion", *Biology Letters*, 2(1), pp. 152-154.
- Holdridge, L. R. (1967) "Life zone ecology". *Tropical Science Center*, San José, Costa Rica.
- Horner-Devine, M. C., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., y Boggs, C. L. (2003), "Countryside biogeography of tropical butterflies", *Conservation Biology*, 17(1), pp. 168-177.
- Horner-Devine, M. C., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., y Boggs, C. L. (2003). "Countryside biogeography of tropical butterflies". *Conservation Biology*, 17(1), pp. 168-177.
- Jiménez-Valverde, A. y Hortal, J. (2003) "Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos", *Rev. Iber. Arac.*, (8), pp. 151-161.
- Jones, P. E., y Closs, G. P. (2016), "Interspecific differences in larval production and dispersal in non-migratory galaxiids: implications for metapopulation structure". *Marine and Freshwater Research*, 67(10), pp. 1479-1492.
- Koh, L.P. y Sodhi, N.S. (2004) "Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape", *Ecological Applications* 14 (6), pp. 1695–1708.

- Koh, L.P., Sodhi, N.S., Brook, B.W. (2004) “Co-extinctions of tropical butterflies and their hostplants”, *Biotropica*, 36, pp. 272–274.
- Koleff, P. (2005) “Conceptos y medidas de la diversidad”, betaIn *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*, pp. 19-40.
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., y Tschardt, T. (2003) “How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies?”, *Journal of Biogeography*, 30(6), pp. 889-900.
- Kremen, C. (1992) “Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring”, *Ecological applications*, 2(2), pp. 203-217.
- Lamas, G. (2000) “Estado actual del conocimiento de la sistemática de los lepidópteros, con especial referencia a la región Neotropical”, *SEA Monografías tercer milenio. PrIBES*, 1, pp. 253-260.
- Leidner, A. K., Haddad, N. M., y Lovejoy, T. E. (2010) “Does tropical forest fragmentation increase long-term variability of butterfly communities?”, *PLoS One*, 5(3), pp. e9534.
- Levins, R. (1969). Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *American Entomologist*, 15(3), pp. 237-240.
- Lizée, M. H., Manel, S., Mauffrey, J. F., Tatoni, T., y Deschamps-Cottin, M. (2012) “Matrix configuration and patch isolation influences override the species–area relationship for urban butterfly communities”, *Landscape ecology*, 27(2), pp. 159-169.
- Lomolino, M. V. (2000) “A call for a new paradigm of island biogeography”, *Global Ecology and Biogeography*, 9(1), pp. 1-6.
- Lovejoy, T. E., Rankin, J. M., Bierregaard Jr, R. O., Brown Jr, K. S., Emmons, L. H., y Van der Voort, M. E. (1984) “Ecosystem decay of Amazon forest remnants”, *Extinctions. University of Chicago Press, Chicago*, 111, pp. 295-325.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (1967) “*The theory of island biogeography*”. Princeton University Press, Princeton, USA.

- Maes, J. M. 1999. *Insectos de Nicaragua*. Secretaría Técnica. BOSAWAS, MARENA, Managua, Nicaragua. 3 volúmenes, 1900 p.
- Maes, J. M., y Brabant, R. (2001) “*Mariposas de Nicaragua*” Revista Nicaraguense de Entomología, pp. 51–54.
- Maltez, A. D. S. (2010). *Guía de árboles y arbustos del Campus Dr. Octavio Méndez Pereira, Universidad de Panamá*. Editorial INBio.
- Matteucci, S. D. (2012) “El rol de la ecología de paisajes en la planificación y gestión del espacio”, *Fronteras*, 11(11), pp. 1-12.
- McIntyre, N. E., Rango, J., Fagan, W. F., y Faeth, S. H. (2001) “Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment”, *Landscape and urban planning*, 52(4), pp. 257-274.
- McKinney, M. L., y Lockwood, J. L. (1999) “Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction”, *Trends in ecology y evolution*, 14(11), pp. 450-453.
- Moreno, C. E. (2001) “Métodos para medir la biodiversidad”, *MT Manuales y Tesis Sociedad Entomológica aragonesa (SEA)*. Zaragoza, España.
- Novaro, A. J., Funes, M. C., & Walker, R. S. (2005) “An empirical test of source–sink dynamics induced by hunting”, *Journal of Applied Ecology*, 42(5), pp. 910-920.
- Pardini, R., Nichols, E., y Püttker, T. (2017) “Biodiversity Response To Habitat Loss And Fragmentation”, *Encyclopedia of the Anthropocene*, 12 p.
- Pérez, R. (2008). *Árboles de los Bosques del Canal de Panamá*. Smithsonian Tropical Research Institute.
- Pulliam, H.R. (1988) “Sources, sinks, and population regulation”, *Am. Nat.*, 132, pp. 652–661.
- Ramos, F. A. (2000) “Nymphalid butterfly communities in an Amazonian forest fragment. Journal of Research on the Lepidoptera”, 35(1), pp. 29-41.

- Ribeiro, D. B., Batista, R., Prado, P. I., Brown, K. S., y Freitas, A. V. (2012) "The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape", *Biodiversity and Conservation*, 21(3), pp. 811-827.
- Santos, A. y Cambra, R. (2003) "Mariposas del Parque Nacional Darién: Nymphalidae, Papilionidae y Pieridae (Lepidoptera) depositadas en el Museo de Invertebrados G. B. Fairchild, Universidad de Panamá". *Tecnociencia*, 5(2), pp. 23-33.
- Santos, A., Muñoz, R., Osorio, M. y Carranaza, R. 2012 "Mariposas Papilionoidea y Herperioidea (Insecta: Lepidoptera) de la isla Majé, Comarca Guna de Madugandí, Panamá", *Tecnociencia*, 14(2), pp. 39-53.
- Santos, T., y Tellería, J. L. (2006) "Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies", *Revista Ecosistemas*, 15(2).
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., y Margules, C. R. (1991) "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review". *Conservation biology*, 5(1), pp. 18-32.
- Schoener, T. W. (2010) "The MacArthur-Wilson Equilibrium Model", *The theory of island biogeography revisited*, pp. 52-87.
- Scoble, M. J., y Donahue, J. P. (1995) "The Lepidoptera: Form, Function and Diversity", *Annals of the Entomological Society of America*, 88(4), pp. 590-590.
- Smith, T. J., y Mayfield, M. M. (2018) "The effect of habitat fragmentation on the bee visitor assemblages of three Australian tropical rainforest tree species", *Ecology and Evolution*.
- Soga, M., y Koike, S. (2012) "Life-history traits affect vulnerability of butterflies to habitat fragmentation in urban remnant forests". *Ecoscience*, 19(1), pp. 11-20.
- Steffan-Dewenter, I., y Tscharnkte, T. (2000) "Butterfly community structure in fragmented habitats". *Ecology Letters*, 3(5), pp. 449-456.
- Subirós, J. V., Linde, D. V., Pascual, A. L., y Palom, A. R. (2006) "Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía", *Documents d'anàlisi geogràfica*, (48), pp. 151-166.

- Summerville, K. S., & Crist, T. O. (2003) "Determinants of lepidopteran community composition and species diversity in eastern deciduous forests: roles of season, eco-region and patch size", *Oikos*, 100(1), pp. 134-148.
- Summerville, K. S., & Crist, T. O. (2004) "Contrasting effects of habitat quantity and quality on moth communities in fragmented landscapes", *Ecography*, 27(1), pp. 3-12.
- Thomas, J. A. (2005) "Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups" *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 360(1454), pp. 339-357.
- Thomas, J. A., Bourn, N. A. D., Clarke, R. T., Stewart, K. E., Simcox, D. J., Pearman, G. S., y Goodger, B. (2001) "The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes", *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 268(1478), pp. 1791-1796.
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., y Thies, C. (2002) "Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes". *Ecological Applications*, 12(2), pp. 354-363.
- Uehara-Prado, M., Brown Jr, K. S., y Freitas, A. V. L. (2007) "Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: comparison between a fragmented and a continuous landscape", *Global Ecology and Biogeography*, 16(1), pp. 43-54.
- UNEP (1992). Convention on Biological Diversity. UNEP – Environmental Law and Institutions Program Activity Centre, Nairobi.
- Urban, D. L., O'Neill, R. V., y Shugart, H. H. (1987) "Landscape ecology. *BioScience*", 37(2), pp. 119-127.
- Valdés, A. (2011) "Modelos de paisaje y análisis de fragmentación: de la biogeografía de islas a la aproximación de paisaje continuo", *Revista ecosistemas*, 20(2-3).
- Van Swaay, C. A. M., Brereton, T., Kirkland, P. y Warren, M. S. (2012) "Manual for butterfly monitoring". *Report*, VS2012, 10.

- Van Swaay, C. A., Nowicki, P., Settele, J., y Van Strien, A. J. (2008) “Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives”, *Biodiversity and Conservation*, 17(14), pp. 3455-3469.
- Villareal, H. M., Álvarez, M., Córdoba-Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F. y Umaña, A. M. (2004). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. 235 p.
- Wood, B. C., y Pullin, A. S. (2002) “Persistence of species in a fragmented urban landscape: the importance of dispersal ability and habitat availability for grassland butterflies”, *Biodiversity & Conservation*, 11(8), pp. 1451-1468.
- WRI, UICN. PNUMA (1992) Estrategia global para la biodiversidad. *Consulta con FAO y UNESCO*, pp. 2-25.
- Yamamoto, N., Yokoyama, J., y Kawata, M. (2007) “Relative resource abundance explains butterfly biodiversity in island communities”, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(25), pp. 10524-10529.